

**TARTU ÜLIKOOL
EESTI MEREINSTITUUT JA ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

Jaanika Põld

**PÕISADRU *FUCUS VESICULOSUS* JA AGARIKU
(*FURCELLARIA LUMBRICALIS*) EPIBIONDIKOOSLUSTE
MITMEKESISUS TALLINNA MEREALAL**

Magistritöö

Juhendaja: PhD Priit Kersen

Tartu 2014

Sisukord

Sissejuhatus	3
1. Põisadru ja agariku epibiondikooslused	6
1.2 Epibioos	6
1.2 Põisadru ja sellel kasvavad epibiondid	9
1.3 Agarik ja sellel kasvavad epibiondid	10
1.4 Läänemere bentosekooslusi mõjutavad tegurid	11
1.5 Tallinna mereala bentosekooslused	12
2. Materjal ja metoodika	14
2.1 Uurimisala	14
2.2 Proovivõtt	14
2.4 Proovide laboratoorne analüüs	16
2.5 Andmeanalüüs	16
3. Tulemused	18
3.1 Epibiontide mitmekesisus Tallinna merealal	18
3.2 Põisadru ja agariku epibiondikoosluste domineerimisstruktuurid	19
3.3 Epibiondikoosluste stuktuurid Tallinna mereala eri osades	20
3.4 Epibiontidikoormused agarikul ja põisadrul	24
4. Arutelu	26
4.1 Epibiontide mitmekesisus	26
4.2 Põisadru ja agariku epibiondikoosluste võrdlus	27
4.3 Epibiondikoosluste väikeseskaalaline ruumiline varieerumine	29
4.4 Epibiondikoormusi mõjutavad tegurid	29
Kokkuvõte	31
Summary	32
Tänuavaldused	33
Kasutatud kirjandus	34
Lisa 1. Liigiline mitmekesisus Tallinna merealal	40
Lisa 2. Keskkonnaparametrite taustainformatsioon	42
Lisa 3 . Biogeenide sisaldused Tallinna merealal	43

Sissejuhatus

Epibiondid omavad mereökosüsteemi funktsioneerimises tähtsat rolli (Brawley ja Adey, 1981a; Kitting jt. 1984). Rannikumeres on vaba substraadi olemasolu taimede ja sessiilsete selgrootute loomade jaoks sageli limiteeritud ning sellepärast on epibioos väga laialt levinud nähtus rannikumerede põhjakooslustes (Wahl, 1989). On leitud, et epibiondid veekogudes mõjutavad positiivselt ökosüsteemi primaarproduktiooni (Jones, 1980), olles herbivooridele toiduks (Reyes-Vasques, 1970; Morgan, 1980; Brawley ja Adey 1981a; Anderson jt. 1998; Kotta jt. 2000; Orav-Kotta ja Kotta, 2004; Kotta jt. 2006) ja pärssides nende peremeesvetikate kasvu (Brawley ja Adey 1981b; Dixon jt. 1981). On leitud, et fütobentose struktuurne kompleksus võib muuta kiskja ja saaklooma vahelisi suhteid ning selle läbi mõjutada ka rannaäärsete elupaikade koosluste struktuuri (Nelson, 1979; Rennie ja Jackson, 2005). Seega omavad epibiondid olulist osa toiduvõrgustikus mõjutades samal ajal ka peremeestaime kohasust mitmel erineval moel (Kostamo, 2008).

Paljudel maailma rannikualadel on täheldatud mitmeaastaste makrovetikate arvukuse ja leviku vähenemist ning lühiealiste kasvuvormide mitmekesisuse ja arvukuse suurenemist (Rohde jt. 2008). Enamasti on seda seostatud merede eutrofeerumisega, mis annab eelise mikrovetikatele, epifüütidele ja fütoplanktonile (Korpinen jt. 2007a; Rohde jt. 2008). Toitainete rohkus kahjustab mitmeaastasi makrovetikaid, kuna põhjustab fütoplanktoni vohamist ning selle tõttu halvenevad sügavamal vees valgustingimused. Seega võib oletada, et makrovetikate ruumilise ja ajalise varieeruvuse üheks otseseks mõjutajaks on epibiondid (Jacobucci jt. 2010; Rohde jt. 2008). Loomulikult on siin olulised ka teised keskkonnanäitajad nagu näiteks soolsus (Rohde jt. 2008).

Hoolimata epibioosi tähtsusest, on epibiontide ruumilisi mustreid vähe uuritud (Rindi ja Guiry, 2004; Frascetti jt. 2005). Uuringud on näidanud, et puudub kindel ruumiline skaala, kus teatud keskkonnamuutujad epibiontidele mõju avaldavad. (Kersen jt. 2011). Seega arvab käesoleva töö autor, et on vaja läbi viia täiendavaid uurimistöid.

Lokaalselt on oluline saada teavet Läänemere bentosekooslusi mõjutavatest teguritest ning eristada inimtegevuse tagajärjel tekkinud muutused fütobentose võtmeliikide põisadru *Fucus vesiculosus* ja agariku (*Furcellaria lumbricalis*) epibiondikooslustes, muutustest, mis on tingitud keskkonnategurite looduslikust varieerumisest. Vetikate levikumustreid mõjutavaid

looduslikke stressoreid, millega liigid on enam-vähem kohanenud, on hakatud uurima seoses globaalsete muutustega (Wahl jt. 2011). See on ka põhjus, miks on oluline uurida ökoloogilise stressi mõju põhjaelustiku võtmekomponentidele (Wahl jt. 2011).

Epibiondid reageerivad keskkonnamuutustele kiiremini kui nende peremeesorganismid. Näiteks merevee troofsuse tõustes suureneb sageli epibiontide biomass, muutub nende liigiline koosseis ja katvus (Korpinen jt. 2007a; Rohde jt. 2008; Jacobucci jt. 2010). Seega on epibiontide näol tegemist tundlike indikaatoritega, mis võimaldavad tuvastada nii looduslike tegurite kui ka inimtegevuse tagajärjel tekkinud muutusi rannikumere ökosüsteemis.

Lisaks on epibiondid olulisteks keskkonnaprobleemide põhjustajateks. Niitjate makrovetikate nagu näiteks rohevetikate *Cladophora glomerata* ja *Ulva intestinalis* ning pruunvetika *Pilayella littoralis* massiline esinemine on Tallinna merealale ja Tallinna linnale märkimisväärseks keskkonnaprobleemiks (Paalme, 2011). Vetikamattide lagunemise käigus kasutatakse ära hapnik ning edasi käivituv anaeroobse lagunemise käigus võib ühe lõpp-produktina tekkida H_2S (divesiniksulfiid), mis tekitab mere ääres ebameeldivat haisu (Paalme, 2011). Lisaks suurendab niitjate epifüütsete vetikate massesinemine eutrofeerumist (Paalme, 2012).

Rannikumere keskkonnaseisundi hindamine on keeruline ülesanne, sest mereökosüsteem on väga dünaamiline ja heterogeenne (Paalme, 2012). Traditsioonilised merekeskkonna seisundi hindamise meetodid on tihti keskendunud vaid füüsikalise-keemiliste parameetrite kirjeldamisele, jättes kõrvale elustiku (Paalme, 2012). Kuigi füüsikalise-keemiliste näitajate määramine on näiliselt lihtne, pole see piisav, sest just muutused elustiku koosseisus vallandavad tihti kogu ökosüsteemi hõlmavaid protsesse (Paalme, 2012). Elustik reageerib keskkonnamuutustele erinevates ajaskaalades, mis võimaldab jälgida nii lühi- kui pikaajalisi muutusi (Paalme, 2011).

Tallinna mereala on jaotunud üsna erinevate lokaalsete tingimustega piirkondadeks. On tõenäoline, et sobivate makroelupaikade massiivid on moodustunud iga prooviala veidi erinevate keskkonnategurite nagu soolsuse, toitainete konsentratsioonide, vee läbipaistvuse ja sedimentatsioonimäära tulemusena (Kostamo, 2008). Samuti on Tallinna mereala märkimisväärse inimõju surve all ning sealsed keskkonnaprobleemid mõjutavad suurt hulka inimesi. Oluline on Tallinna mereala proovivõtujaamade järjepidev külastamine, mille tulemusel tekiks usaldusväärne ja võrreldav andmerida.

Käesoleva uurimistöö peamiseks eesmärgiks on kirjeldada Tallinna mereala põisadru ja agariku epibiondikoosluste taksonoomilist koosseisu. Lisaks on eesmärkideks välja selgitada, kas epibiondikoosluste struktuur ja epibiontide koormused erinevad basibionditi ning potentsiaalseid erinevusi kujundavad epibiondi liigid. Käesolevas töös püütakse ka välja selgitada, kas epibiondikoosluste struktuur ja epibiontide koormused Tallinna merealal erinevad merelahtede ja basibiontide vahel ning tuua välja nende erinevuste põhjused. Uurimistöö tulemustele toetudes saab jätkata edasisi uuringuid, mis püüaksid leida seoseid epibiondikoormuste ja valitsevate keskkonnatingimuste vahel. Uurimisprojekti arvatavad tulemused annavad informatsiooni mehhanismide kohta, mis määravad kindlaks epibiontide esinemismustrid agarikul ja põisadrul ning seega aitavad paremini mõista Läänemere rannikumere ökosüsteemide funktsioneerimist. Selline teave on oluliseks baasiks rannikumere teaduspõhisele haldamisele ja kaitsele.

1. Põisadru ja agariku epibiondikooslused

1.2 Epibioos

Tihedalt asustatud merekeskkonnas on suur konkurents substraadi pärast ning selle tõttu esineb meredes sageli epibioosi (Wahl, 1989). Epibioosi puhul on tegemist nähtusega, kus teatud organism või organismide hulk elab ja kasvab teise organismi pinnal, kusjuures see kooselu ei tähenda otseseid toitumissuhteid (Ökoloogialeksikon, 1992). See ei ole sümbioos, vaid tegu on pigem fakultatiivse suhtega peremeesorganismi ehk basibiondi ja epibiondi ehk peremeesorganismil elava organismi vahel.

Epibiondid võivad olla nii selgrootud kui ka bakterid, kuid peamise osa epibiontidest moodustavad epifüütsed vetikad (Wahl, 1989). Vetikatest koosnevat pealiskasvu veetaimedel nimetatakse epifüütoniks (Ökoloogialeksikon, 1992) ja taimseid epibionte epifüütideks (Wahl, 1989).

Epibiontidega kattumine (*fouling*) toimub kolonisatsiooni tagajärjel tahkele pinnale, mis võib olla nii elusorganism kui ka elutu objekt (Wahl, 1989). Epibiondid on harva liigispetsiifilised ning võivad enamasti elada mitmetel erinevatel peremeesorganismidel (Wahl, 1989; Logtin ja Scrosati, 2009), kuid kõige sagedamini võib epibionte leida mitmeaastaste makrovetikate tallustelt (Wahl, 1989).

Epibiontide elutegevusele tagab soodsad tingimused taimede ja loomade kolooniate lateraalne kasv ning nende suguta paljunemine (Wahl, 1989). Epibiontide eluviis omab suuri eeliseid, kuna need paiknevad merepõhjast kõrgemal, kus on suurem vee liikumine, mis tagab parema toitainete kättesaadavuse ja tõhusama elutegevuse käigus tekkivate produktide eemaldamise (Wahl, 1989; Harder, 2008).

Epifüütide elutegevust mõjutavad nii biotilised kui ka abiotilised tegurid (Wahl, 1989). Epibionte mõjutavateks põhilisteks abioolisteks teguriteks on füüsikalised parameetrid valgusetingimused ja temperatuur (Jacobucci jt. 2010). On täheldatud, et epifüütide puhang on seotud mitte ainult drastiliste muutustega merevee temperatuuris vaid ka soolsuses (Logtin ja Scrosati, 2009). Epibiontide arvukust mõjutavad suurel määral ka vee liikumine ja toitainete kättesaadavus (Kersen jt. 2011). Suurenenud toitainete hulk mõjub epifüütsetele

vetikatele üldiselt positiivselt (Rohde jt. 2008; Jacobucci jt. 2010), kuid see seos erineb eri piirkondade vahel ning on kohandatud vastavalt keskkonnamuutujatele nagu näiteks lainetusele, piirkondlikule liigilisele koosseisule ja vastavatele peremeesorganismidele (Kersen jt. 2011). Täheldatud on tugevaid seoseid epifüütide rohkuse, liigirikkuse ja füüsikaliste faktorite ning peremeesvetika omaduste, kuju, tekstuuri, biomassi ja pindala, vahel (Wahl, 1989). Peamisteks epifüütide liigilist koosseisu ja arvukust muutvateks biotilisteks teguriteks on herbivoorsus, kisklus ja konkurents (Wahl, 1989). Herbivoorid võivad mõjutada ka epibiontide levikut (Jacobucci jt. 2010).

Epibioos toob epibiondile lisaks saadavale kasule kaasa ka probleeme. Üks suurimaid probleeme epibiontidele on elava substraadi ebastabiilsus. Peremeesorganismil võib esineda füüsilisi häireid või sattumust herbivooride surve alla, mille tagajärjeks võib olla hukkumine (Wahl, 1989). Selline ebastabiilsus raskendab epibiontide konkreetsete morfoloogiliste muutuste tekkimist. (Wahl, 1989) Enamik peremeesorganisme on suhteliselt pika elueaga ning peavad end epibiontide eest kaitsma, neid tõrjuma või taluma (Wahl, 1989).

Epibiontide mõju peremeesorganismile on varieeruv. Alati ei saa epifüüdi massi järgi tuletada kattuvusprotsenti või varjutusefekti basiobiondile (Rohde jt. 2008). Suurematel sügavustel on täheldatud isegi epibiontide neutraalset või isegi positiivset mõju basibiondile (Rohde jt. 2008). Samuti on oluline silmas pidada, et epibiontide mõjud erinevad liigiti (Wahl, 2010). Lisaks sellele võib ka mõõdukas keskkonnast tulenev stress muuta peremeesorganismi ja epibiondi vahelisi suhteid (Wahl, 2010).

Enamasti peetakse epibionte basibiondile kahju toovateks organismideks. Makrovetikatele mõjuvad epibiondid sageli negatiivselt, sest vähendavad nende kasvu (Wahl, 1989; Harder, 2008) ja pärsivad paljunemist (Kraberg ja Norton 2007), piiravad süsiniku omastamist ning vähendavad valguse jõudmist peremeesorganismi (Rohde jt. 2008; Logtin ja Scrosati, 2009; Jacobucci jt. 2010). Mõningaid epifüüte peetakse ka parasiitideks, kes tarbivad ära vees olevad toitained ja vähendavad selle läbi peremeesorganismi kohasust (Logtin ja Scrosati, 2009). Kiirekasvulised niitjad vetikad on võimelised ära kasutama toitaine koormuste järske muutusi (Korpinen jt. 2007a) ja suudavad kohaneda keskkonnamuutustega kiiremini kui mitmeaastased makrovetikad. Mõnikord võivad mikroepibiondid põhjustada järsu muutuse redokstingimustes peremehe keemiliselt tundlikel pindadel (Wahl, 1989). Epibiondid, eriti lubjarikkad organismid nagu karbid ja paljud sammalloomad, vähendavad basibiondi ujuvust ja halvendavad üldisi mehhaanilisi omadusi (Wahl, 1989). Epibiondid võivad oluliselt

kahjustada peremeesorganismi gaasi- ja toitainetevahetust ning kahjustada ka kudesid, muutes need jäigaks ja raskeks (Harder, 2008). Lisaks väheneb peremeesorganismi biomass ka tänu kattuvusvastastele kaitsemehhanismidele nagu lima eritamine, surnud kudede koorumine ja kestumine (Wahl, 1989). Samuti peab basibiont kulutama energiat epibiontidest erituvate toksiinide eemaldamisele (Wahl, 1989). Epibiondid võivad ligi meelitada ka basibiondist toituvaid herbivoore (Wahl, 2010).

Epibiondid mõjutavad basibiontide levikupiire ja arvukust. Paljudel maailma rannikualadel on täheldatud mitmeaastaste põhjataimede arvukuse ja leviku vähenemist ning lühiealiste kasvuvormide mitmekesisuse ja arvukuse suurenemist (Rohde jt. 2008). Enamasti on seda seostatud mere eutrofeerumisega, mis annab eelise mikrovetikatele, epifüütidele ja fütoplanktonile (Rohde jt. 2008). Nii mikro- kui ka makroepifüüdid võivad konkureerida oma peremeesvetikaga valguse pärast (Wahl, 1989; Jacobucci jt. 2010). Sügavusel, kus valgus muutub vetika jaoks limiteerivaks faktoriks, võib mis tahes takistus vähendada energiaga varustatust, vähendada vetika kohasust ja muuta liigi levikupiire (Rohde jt. 2008). Seega võib oletada, et makrovetikate ruumilise ja ajalise varieeruvuse üheks otseseks mõjutajaks on epibiondid (Rohde jt. 2008; Jacobucci jt. 2010). Loomulikult on siin olulised ka teised keskkonnanäitajad nagu näiteks soolsus (Rohde jt. 2008).

Epibiondid võivad basibiondile ka kasu tuua. On täheldatud, et mõned epifüütsed mikroorganismid võivad parandada peremeesorganismi varustatust vitamiinide ja lämmastikuühenditega (Wahl, 1989). Vahel on epibiont basiobiondile eluliselt tähtis, kaitstes seda mõõna ajal kuivamise eest (Wahl, 1989). Peremeesorganism võib tänu epibiontidele olla vähem tundlikum valguse vähesusele või UV-kiirguse kahjulikule mõjule (Wahl, 1989). Lisaks võivad epibiondid tõrjuda peremeesorganismidest toitujaid ja seega toimida kui biootilisete stressorite kohandajad (Wahl, 2010). Uurimused (Anderson jt. 1998; Worm ja Sommer 2000; Orav-Kotta ja Kotta 2004; Kotta jt. 2006) on näidanud, et herbivoorid eelistavad toituda niitjatest vetikatest. Seega selektiivne herbivooride surve lühiealistele vetikatele võib kaudselt vähendada eutrofeerumise negatiivset mõju mitmeaastastele vetikaliikidele (Howard ja Short, 1986). Üldiselt kaalub siiski epibiontide kahjulik mõju makrovetikatele üles kasulikkuse, kuid kõik oleneb antud konkreetsetest liikidest ja keskkonnafaktoritest (Wahl, 1989).

Globaalsel tasandil ei saa epibioosi liigitada oma peremeesorganismile “kasulikuks” või „kahjulikuks“, kuigi epibiontide kahjulik mõju basiobiondile kaalub üles tavaliselt

epibiontidest saadava kasu (Harder, 2008). Samas tuleb silmas pidada, et epibiontidega koloniseerimise mõju sõltub igal konkreetsel juhul liikide bioloogiast, keskkonnatingimustest, kõva substraadi olemasolust, organismi kohasusest ja veel paljudest teguritest (Wahl, 1989). Basibiondil on kolm võimalust kohaneda epibioosiga: sallida, vältida või end kaitsta (Wahl, 1989). Osad liigid kombineerivad omavahel neid käitumismustreid ja mehhanisme (Nys jt. 2010).

1.2 Põisadru ja sellel kasvavad epibiondid

Põisadrut *Fucus vesiculosus* peetakse üheks tähtsamaks elupaiku kujundavaks makrovetika liigiks Läänemeres (Kiirikki, 1996a; Berger jt. 2004; Torn jt. 2006; Rohde jt. 2008). Tõusu ja mõõna puudumise tõttu on põisadru Soome lahes püsivalt vee all (Kostamo, 2008). Põisadrul kasvab palju erinevaid makrovetika liike (Rindi ja Guiry, 2004), mis pakuvad omakorda sobivat elupaika sessiilsetele selgrootutele ja nendega assotsieeruvatele herbivooridele (Orav-Kotta ja Kotta, 2004; Råberg ja Kautsky, 2007).



Joonis 1. Epifüütidega kaetud põisadru tallus (Foto: K. Kaljurand).

Läänemere toitainerohkus soodustab põisadrul epifüütidena esinevate niitjate makrovetikate ja perifüütiliste mikrovetikate kasvu (Rohde jt. 2008). Lisaks kasutavad põisadrut substraadina ka paljud kolooniaalsed loomad (Clausen ja Riisgård, 1996). On täheldatud, et talluse tipmistes osades on epifüütide katvus ja liigirikkus väiksem (Kersen jt. 2011). Suuremad epifüüdid on seotud enamasti basaalkettaga, väiksemad lühiajalised epifüüdid asuvad põisadru talluse tipmistes otstes (Arrontes, 1990). Lisaks on leitud, et ka makrovetika vanusega suureneb epifüütidega kattuvus (Kersen jt. 2011).

Toetudes Kersen jt. (2011) uurimusele on Läänemeres põisadru peamisteks epifüütideks punavetikad *Ceramium tenuicorne* ja *Ceramium virgatum*, rohevetikas *Cladophora glomerata* ja pruunvetikas *Pilayella littoralis* ning sagedasteks loomseteks epibiontideks tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*), tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*).

Epibiondid mõjutavad nii põisadru produktsiooni, levikut kui ka arvukust. Epibioosist põhjustatud varjutusefekt vähendab põisadru kasvu üle 25% (Rohde jt. 2008). Seega, kui põisadrul puudub vastupanuvõime epibiontide varjutava efekti vastu, siis valgusestressi suurenedes peavad makrovetikad taanduma madalamasse vette. Epifüüdid on üheks põhjuseks, miks põisadru paikneb madalamas vees kui füsioloogia võimaldaks (Rohde jt. 2008).

1.3 Agarik ja sellel kasvavad epibiondid

Agarik (*Furcellaria lumbricalis*) on mitmeaastane punavetikas, mille levikuala ulatub Põhja-Hispaaniast kuni Arktikani, kaasa arvatud Briti saared, Fääri saared ja Läänemeri (Holmsgaard jt. 1981; Bird jt. 1983; Kostamo, 2008). Sõltuvalt vee turbulentsusest, konkurentsist ja sobilikust kasvupinnasest moodustab agarik koos teiste mitmeaastaste vetikaliikidega sügavusel 2-10 meetrit punavetika vööndi (Kornfeldt, 1979; Holmsgaard jt. 1981).



Joonis 2. Epibiontidega kaetud agariku tallus (Foto: K. Kaljurand)

Agariku tallus koosneb hargnenud püstitest tallusest, mille kõrgus Atlandi ookeanis on kuni 30 cm (Kostamo, 2008), kuid Eesti rannikumeres jääb keskmiselt 4-4,5 cm vahele (Trei, 1991). Vastupidiselt paljudele makrovetikatele (Otero-Schmitt ja Perez-Cirera 1996) ja soontaimedele (Wium-Andersen ja Borum, 1984) ei esine agariku tallusel abstsissiooni ehk

talluse osade langetamise kiirendamist (erandiks on reproduktiivsed organid), mis teeb võimalikuks püsivate epibiontide olemasolu (Kostamo, 2008).

Eelneva uuringu (Kostamo, 2008) põhjal leiti, et Soome lahes on kõige sagedamini agariku peal kasvavateks epifüütideks punavetikas *Ceramium virgatum* ja pruunvetikas *Battersi arctica*, lisaks sellele veel pruunvetikas *Pilayella littoralis*, rohevetikas *Cladophora rupestris* ning punavetikad *Ceramium tenuicorne* ja *Polysiphonia fucoides*. Loomsetest epibiontidest on agarikul sagedaimad esinejad sessiilsed selgrootud tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) (Kostamo, 2008). Lisaks esines loomsetest epibiontidest agarikul ka *Amphibalanus improvisus*, *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica* ja *Cordylophora caspia* (Kostamo, 2008).

1.4 Läänemere bentosekooslusi mõjutavad tegurid

Läänemere bentilisi vetikakooslusi mõjutavad pigem abiootilised keskkonnategurid kui bioloogilised vastastikmõjud (Kautsky ja Maarel, 1990). Üldiselt arvatakse olevat neli peamist tegurit, mis kontrollivad liikide jaotumist Läänemeres: kliima, elupaik, biootilised interaktsioonid ja levimise määr (McGill, 2010; Wisz jt. 2013). Läänemere bioloogiline keskkond on aastajaliselt varieeruv ja selgete gradientidega süsteem (Schiewer, 2008). Soolsust peetakse kõige olulisemaks piirkondlikuks teguriks, mis määrab vetikaliikide levimise piire (Kullenberg, 1981). Madal soolsusus põhjustab Läänemeres madala taksonoomilise ja funktsionaalse mitmekesisuse, sest limiteerib paljude liikide esinemist (Hylleberg, 1986; Saloniemi, 1993). Samas on Läänemere puhul tegemist omapärase keskkonnaga, sest fauna ja flora koosnevad siin nii merelistest kui ka magaveeliikidest ja jääaja reliktidest (Kautsky ja Maarel, 1990). Lisaks mõjutavad Läänemere floorat ja faunat jõgede väljavool, rannikutüüp ning vesikonna noor geoloogiline vanus (Russel, 1985). Piirkonda iseloomustab tugev temperatuuride kõikumine, hapniku ja valguse varieerumine. Suured tormid ja jää kulutav toime on Läänemeres valdavad füüsilised häired (Kiirikki, 1996; Bäck ja Ruuskanen, 2000; Eriksson ja Johansson, 2003).

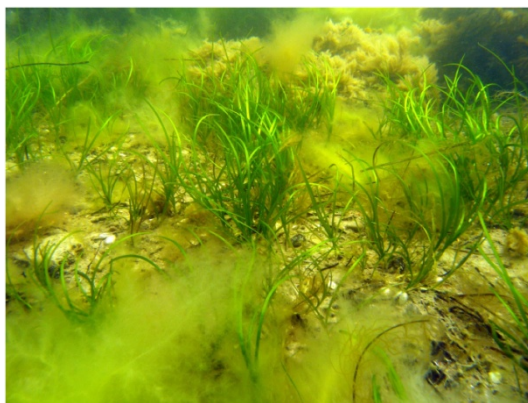
Läänemere bentosekooslusi mõjutavad ka antropogeensed tegurid. Suur inimõju Läänemere piirkonnas on põhjustanud toitainetega rikastumise, millest on tingitud suurenenud pelaagiline tootlikkus, vee hägusus ja orgaanilise aine settimine, mis on vähendanud põhjaloomastiku primaarproduktiooni ning mõjutanud makrovetikate koostluste pikaajalisi muutusi (Bergström jt. 2003; Berger jt. 2004). Eutrofeerumine annab eelise mikrovetikatele,

epifüütidele ja fütoplanktonile, kuid mõjub negatiivselt makrovetikate kasvule (Rohde jt. 2008). Eutrofeerumine toob endaga kaasa muutusi kõikides rannikumere ökosüsteemi komponentides, mille üheks tagajärjeks on liigilise mitmekesisuse vähenemine (Paalme, 2012).

Põhiliselt mõjutavad epibiontide arvukust abiootilised tegurid (Kersen jt. 2011). Varasemad Läänemere punavetika koosluste uuringud on näidanud, et substraaditüüp, lainetus ja sügavus on peamised punavetikate jaotumismustreid struktureerivad tegurid (Bucas jt. 2007). On leitud, et makrovetikate koosluste levikut mõjutavate erinevate keskkonnategurite tähtsus võib ka vesikonniti erineda (Martin, 2000). Hoolimata epibioosi tähtsusest, on epibiontide ruumilisi mustreid vähe uuritud (Rindi ja Guiry, 2004; Frascchetti jt. 2005).

1.5 Tallinna mereala bentosekooslused

Tallinna mereala kooslused on väikeseruumilises skaalas suhteliselt varieeruvad ning eri lahtedes on moodustunud üsna eripalgelised epibiondikooslused. Tallinna merealal on nii mändvetika-, põisadru kui ka agarikukooslusi ning kõrgemaid taimi, kuid põhilise osa bentosekooslustest moodustavad lühiealised epifüütsed vetikad. Tallinna merealal on sagedamini esinevaks liigiks niitjas punavetikas *Polysiphonia fucoides*, madalamas rannavees ka niitjas rohevetikas *Cladophora glomerata* (Paalme, 2012).



Joonis 3. Bentosekooslus Kopli lahes (Foto: K. Kaljurand)

Kakumäe lahes esinevad makrovetikatest valdavalt pruunvetikas põisadru *Fucus vesiculosus* ja niitjas pruunvetikas *Pilayella littoralis* ning ainult suvel rohevetikas *Cladophora glomerata* (Kotta jt. 2006; Paalme, 2012). Kopli lahes on sagedamini esinevaks liigiks niitjas punavetikas *Polysiphonia fucoides* (Paalme, 2012).

Paljassaare lahe piirkonnale on iseloomulik kividele kinnitunud niitjate vetikate domineerimine. Põisadru esineb vaid vähese katvusega Kopli ja Paljassaare lahes (Paalme, 2012). Kõige sügavamale, 11 m sügavuseni, levib põhjataimestik Kõrgemäe transektil, sel sügavusel esines lisaks niitjale punavetikale *Polysiphonia fucoides* ka niitjas pruunvetikas *Batterisa arctica* (Paalme, 2012). Pehmel põhjal esines vaid üks liik – keelikvetikas (*Chorda filum*) (Paalme, 2012).

Tallinna lahes domineerivad niitjad rohe-, pruun- ja punavetikad. Suurema katvusega esinesid niitjad vetikad *Ceramium tenuicorne* ja *Cladophora glomerata* (Paalme, 2012). Pirital esineb massiliselt rohevetikat *Cladophora glomerata* (Paalme, 2012). Põisadru esineb Merivälja ja Miiduranna transektil kuni 10 protsendise katvusega, Pirita transektil esinesid vaid üksikud taimed (Paalme, 2012).

2. Materjal ja metoodika

2.1 Uurimisala

Tallinna mereala paikneb Soome lahe lõunaosas. Soome lahe pinnavee soolsus varieerub vastavalt idast lääne suunas 0-7 psu (Pitkänen jt. 2008). Põhja lähedal soolsus suureneb 5-10 psu idast lääne suunas liikudes (Kersen jt. 2009). Pinnavee keskmine temperatuur jääb Soome lahes aasta jooksul vahemikku 0-15 °C (Pitkänen jt. 2007).

Soome laht on Läänemere piirkonna üks eutrofeerunumaid osasid (Pitkänen jt. 2007). Tallinna mereala on tugeva inimõju surve all. Enamus reostusest pärineb Tallinna linnast, meretranspordist ja osaliselt Pirita jõest (Paalme, 2012).

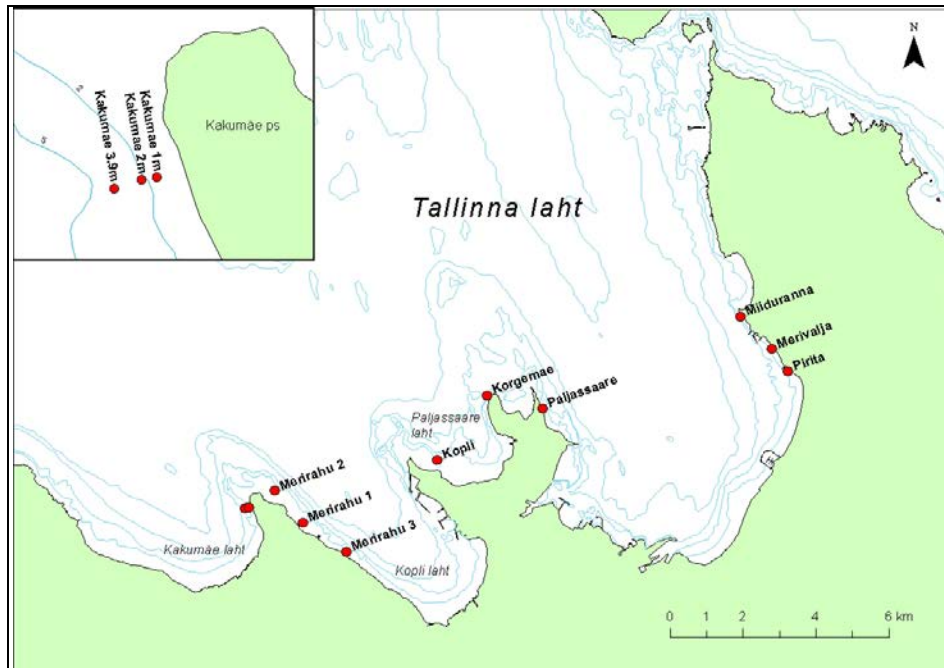
Tallinna mereala põhjasete koosneb peamiselt liiva fraktsioonidest ja rahnudest madalamates piirkondades ning aleuriidist ja savist koos orgaanikaga sügavamatel aladel (Pitkänen jt. 2008), kus puuduvad makrovetikad (Kotta jt. 2006). Tallinna mereala hõlmab nelja lahte: Kakumäe lahte, Kopli lahte, Paljassaare lahte ja Tallinna lahte.

2.2 Proovivõtt

Töös kasutatud materjal koguti 13. juunil 2012 aastal TÜ Eesti Mereinstituudi kvalifitseeritud sukelduja poolt. Proovivõtul töö autor ei osalenud. Proovivõtu planeerimise teostas eelnevatele kogemustele põhinedes töö autori juhendaja Priit Kersen. Kuna merebioloogiliste välitööde teostamine on võrreldes maismaal läbi viidavate analoogsete töödega raskendatud keeruliste ilmaolude, spetsiifilise merevarustuse ja kvalifitseeritud tööjõu komplekteerimise tõttu, siis praktikas lähtuti printsiibist, et proove võetakse optimaalsetes kordustes ja kogustes, iseloomustamaks ruumilist varieeruvust piisava resolutsiooniga.

Proovid võeti 11 erinevast jaamast Kakumäe, Kopli, Paljassaare ja Tallinna lahtest, sügavustelt 0,5-4,4 m. Tegemist polnud klassikalise põhjataimestiku transektipõhise uuringuga. Käesolevas uurimistöös valiti jaamad lahtede põhiselt, nii et igasse lahte jääks kolm proovivõtujaama. Ühest jaamast kogutud basibiontide proovid olid mikroskaalaliselt varieeruvad kordused, sest vetikatallused koguti jaamas umbes 5 m raadiuse ulatuses. Eelkõige valiti proovivõtujaamad arvestades varasemaid uurimusi ja seireid, kust eelnevatel aastatel põhjataimestiku proove on kogutud ning kus leidsid agarikule ja põisadrule sobivad

kõvapõhjalised elupaigad. Proovivõtujaamadega kaeti Tallinna mereala erineva abiootilise gradiendiga paigad, kus olid erinevad toitainete koormused ja lainetele avatused. Igasse lahte oli planeeritud kolmel eri sügavusel paiknevat proovivõtujaama, kuid Kopli lahes paiknevast Merirahu 3 jaamast proovi ei saadud, kuna seal puudusid nii agariku kui ka põisadru kooslused. Proovipunktide ehk jaamade täpse asukoha määramiseks kasutati GPS navigaatorit.



Joonis 4. Proovivõtujaamad Tallinna merealal. Sinine pidevjoon tähistab samasügavusjoont, mis rannajoonest mere poole liikudes on väärtusega 2 m, 5 m, 10 m, 20 m ja 50 m.

Jaamadest koguti kahe basibiondi põisadru *Fucus vesiculosus* ja agariku (*Furcellaria lumbricalis*) tallused koos kinnitusorganiga nende loomulikust koosluste levikualast. Basibiont eemaldati põhjasubstraadilt noaga ning seejärel pandi iga vetikataallus eraldi plastkotti. Need proovikotid sildistati merel järgneva infoga: proovivõtu koht, sügavus, basibiondi liik ja kordusproovi number. Lisaks kirjutati väliprotokolli proovipunkti täpsed geograafilised koordinaadid ja põhja kirjeldus, mis sisaldas taimestiku üldkatvust, liikide katvusi ja settetüübi jaotust, mida hindas sukelduja. Bentoseproovidele lisaks koguti samaaegselt paadist merevee proove sukeldades pudelit vette. Kõik bentoseproovid toimetati laborisse vahetult pärast välitöid ning hoiti kuni analüüsimiseni sügavkülmas.

2.4 Proovide laboratoorne analüüs

Proovide laboratoorse analüüsi teostas käesoleva töö autor. Enne proovi analüüsimist pandi bentoseproov koos kotiga sulama eraldi puhtale alusele, kuhu lisati leiget vett, et proov kiiremini sulaks. Sulanud basibiondi tallus koos epibiontidega tõsteti küvetile ja lisati puhast vett. Suure proovi korral sorteeriti bentoseproov osade kaupa. Proovikotis oleva etiketi informatsioon märgiti vastavale protokollilehele, kuhu kirjutati samuti laborandi nimi ja analüüsi kuupäev.

Pintsettidega eraldati põisadru ja agariku talluselt kõik makroskoopilised epibiondid ja pandi need liigiti eraldi veega täidetud topsikutesse. Sammalloomade kolooniad tõsteti kohe eelnevalt kaalutud ja nummerdatud fooliumisse, kuna nad lagunevad kergesti. Kõik epifüüdid määrati mikroskoobi abil 40-400 kordse suurenduse juures ja loomsed epibiondiliigid binokulaariga 10-63 kordse suurenduse juures.

Töö autori poolt sorteeritud ja määratud liigid kontrollis üle töö juhendaja TÜ EMI teadur Priit Kersen. Liikide määramisel kasutati tunnustatud määrajaid (Hayward ja Ryland, 1995; Trei, 1991). Taksonoomiline nomenklatuur järgib ajakohaseid üldtunnustatud mereliikide andmebaase Algaebase ning European Register of Marine Species (ERMS).

Edasi jätkus proovide ettevalmistamine biomassi määramiseks. Alumiiniumfooliumist moodustatud pakendid nummerdati ning kaaluti torsioonkaaludel (täpsus $\pm 0,0001$ g). Eraldatud ja määratud liigid pakendati eraldi fooliumisse ning pandi kaheks nädalaks 60 °C juurde kuivatuskappi. Edasiste analüüside jaoks arvutati iga liigi kuivkaal grammides.

Toitainete määramine veeproovidest teostati TÜ EMI hüdrokeemia laboris (akrediteeritud reg. nr L179). Toitainete analüüsid teostati vastavalt rahvusvahelistele standardmetoodikatele ning analüüsid teostati “Skalari” automaatanalüsaatoril San⁺.

2.5 Andmeanalüüs

Andmeanalüüsi teostas antud töö autor. Kõigepealt leiti põisadru ja agariku pealt määratud epibiondiliikide koguarv, epibiontide esinemissagedus ja jaamades esinemine või puudumine. Edasisel andmeanalüüsil kasutati põhiliselt epibiontide koormusi, mida väljendab epibiondi

biomassi ja basibiondi biomassi suhe grammides. Epibiontide üldkoormus [epi gDW/basi gDW)TL] tähistas kõigi epibiontide biomassi ja basibiondi biomassi suhet, taimne osakoormus epifüütsete vetikate ja basibiondi biomassi suhet [epi gDW/basi gDW)T] ja loomsete epibiontide osakoormus loomsete epibiontide ja basibiondi biomassi suhet [epi gDW/basi gDW)L].

Epibiondikoosluste struktuuri erinevuste testimiseks ja visualiseerimiseks viidi läbi mitmemõõtmelised analüüsid PRIMER 6 (*Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research*) töökeskkonnas. Selle programmi abil tehti mitteparameetiline mitmemõõtmeline skaleerimine (nMDS), mis põhineb eelnevalt arvutatud *Bray-Curtis* sarnasusmaatriksitel (Clarke & Warwick 2001). SIMPER (*Similarity percentage analysis*) analüüs teostati, leidmaks liigid, kes enim kujundavad taimsete ja loomsete epibiondikoosluste struktuurseid erinevusi kahe basibiondi liigi vahel. SIMPER analüüsi tulemuste esitamisel kasutati järgmisi indekseid (Clarke & Warwick 2001): koosluse sarnasus - vaadeldava elupaiga koosluste sarnasus SIMPER analüüsi põhjal (*avarage similarity within a group*), tähtsus - liigi osakaal vaadeldava elupaiga koosluste sarnasuse põhjustajana (*% of the similarity contributed by the species*). Erinevate eelmääratud vahemike vahel esinevad statistilised erinevused leiti ANOSIM permutatsioonitestiga. Statistiliseks usaldusnivooks valiti 0,05. ANOSIM permutatsioonitestiga analüüsiti ka põisadru epibiondikoosluste erinevust lahtedes ja agarikul jaamade põhjal, sest agariku proove saadi vaid neljast jaamast ning vaid kolmest eri lahest. Andmeanüüsil kasutati transformeerimata andmed, sest käesolevas uurimistöös ei ole oluline mitte ainult liigi esinemine või puudumine vaid selle biomass, mis on antud koosluste eristamisel olulisem näitaja. Epibiondikoosluste domineerimisstruktuuri leidmiseks kasutati Merivälja ja Kopli jaamade andmeid, sest nendest jaamadest saadi nii agariku kui ka põisadru proovid. Väärtuste ühikuteks on epibiondi ja basibiondi biomassi suhe grammides (epibiondi biomass /basibiondi biomass).

Agariku ja põisadru epibiontide üldkoormuse, taimsete ja loomsete epibiontide osakoormuste erinevuste teada saamiseks tehti Statistica 7 töökeskkonnas karpdiagramm (*Box Plot*) ja ANOVA (*analysis of variance*) analüüs. Toitainekoormuste võrdlusel basibiontide vahel arvestati ka, millisest jaamast basibiont võetud on. Põisadru epibiontide üldkoormuse varieeruvust lahtedes testiti samuti ANOVA analüüsiga. Teostas in analüüsi vaid põisadru proovide andmetega, sest agariku proove ei saadud kõigist Tallinna mereala lahtedest. Põisadrul analüüsis in vaid epibiontide üldkoormust, sest loomne koormus moodustab põisadrul vaid tühise osa ja seega moodustavad üldkoormusest põhilise osa taimsed epifüüdid, mis võrduvad põisadrul praktiliselt epibiontide üldkoormusega.

3. Tulemused

3.1 Epibiontide mitmekesisus Tallinna merealal

Külastatud kaheteistkümnest proovijaamast korjati agariku talluseid neljast ja põisadru talluseid üheksast jaamast. Kokku korjati 64 bentoseproovi, millest põisadru talluseid oli 45 ja agariku talluseid 19. Tallinna mereala agariku ja põisadru kooslustest leiti kokku 23 taksonit epibionte. Põisadrukooslustes esines neist 19 liiki, agarikukooslustes 21. Epibiontidest neli taksonit olid selgrootud ning 19 taksonit epifüütsed vetikad.

Tabel 1. Põisadrul ja agarikul esinenenud epibiondid ja nende esinemise sagedus (%) Tallinna merealal 2012. aasta suvel.

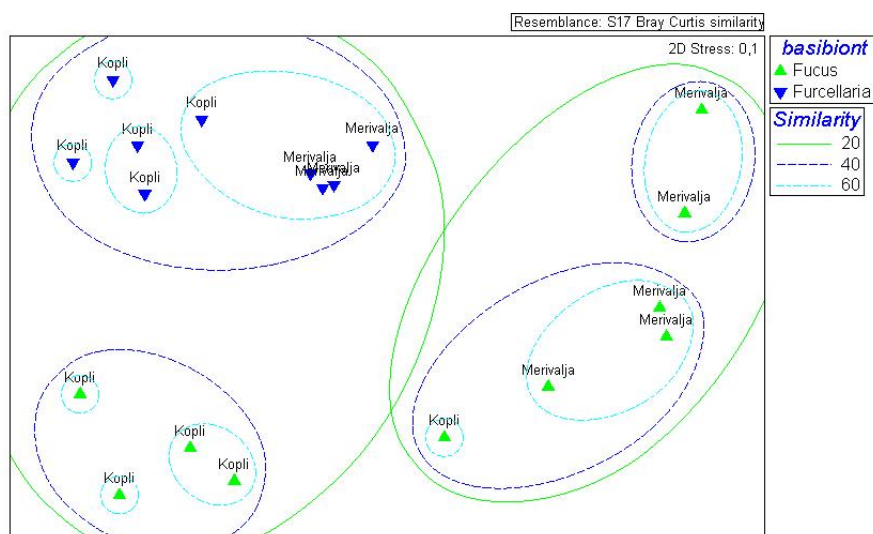
Liik	Eestikeelne nimetus	Esinemine proovides, %	
		Agarikul	Põisadrul
Proovide arv (n)		19	45
TAIMED			
CHLOROPHYTA	ROHEVETIKAD		
<i>Clodophora glomerata</i>		100,00	62,22
<i>Cladophora rupestris</i>		5,26	0
<i>Percursaria percursa</i>		5,26	0
<i>Ulva intestinalis</i>		21,05	6,67
<i>Ulva prolifera</i>		10,53	2,22
PHAETOPHYTA	PRUUNVETIKAD		
<i>Battersia arctica</i>		36,84	42,22
<i>Chorda filum</i>	Keelikvetikas	0	2,22
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>		5,26	6,67
<i>Elachista fuciola</i>		0	86,67
<i>Ectocarpus siliculosus</i>		78,95	55,56
<i>Eudesme virescens</i>		21,05	31,11
<i>Pilayella littoralis</i>		47,37	93,33
<i>Punctaria tenuissima</i>		36,84	28,89
<i>Stictyosiphon tortilis</i>		15,79	11,11
RHODOPHYTA	PUNAVETIKAD		
<i>Ceramium tenuicorne</i>		94,74	40,00
<i>Ceramium virgatum</i>		42,11	2,22
<i>Coccotylus truncatus</i>		5,26	2,22
<i>Polysiphonia fucoides</i>		73,68	44,44
<i>Rhodochorton purpureum</i>		5,26	0
LOOMAD			
BRYZOA	SAMMALLOOMAD		

<i>Einhornia crustulenta</i>	tavaline kamarlane	100,00	60,00
CRUSTACEA	VÄHILAADSED		
<i>Amphibalanus improvisus</i>	tavaline tõruvähk	21,05	13,33
HYDROZOA	HÜDRALOOMAD		
<i>Laomedea flexuosa</i>		31,58	0
MOLLUSCA	LIMUSED		
<i>Mytilus trossulus</i>	söödav rannakarp	100,00	64,44

Liikide rohkus proovides varieerus. Kõige rohkem liike leiti põisadru pealt Koplast - 16 liiki, kõige vähem epibiondiliike leiti Kakumäelt (1m) – 4 liiki (lisa 1). Agarikul oli Kakumäel (3,9 m) ja Meriväljal 16 liiki, Koplis ja Kõrgemäel 12 liiki (lisa 1).

3.2 Põisadru ja agariku epibiondikoosluste domineerimisstruktuur

Põisadru ja agariku epibiondikoosluste võrdlus teostati Merivälja ja Kopli jaamade põhjal, kuna antud jaamadest leiti mõlemat liiki basibionte. Domineerimisstruktuur näitab, millised liigid eristavad agariku ja põisadru epibiondikooslusi ja vaatluse all ei ole ainult liigi esinemine või puudumine, vaid selle osatähtsus ehk käesoleval juhul epibiondikoormus basibiondil. Antud jaamade põisadru ja agariku koosluste mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemusel moodustusid selgelt eristuvad grupid (joonis 6), kusjuures agariku epibiondikooslused olid nendes jaamades omavahel sarnasemad kui põisadru kooslused. ANOSIM analüüs näitas, et agariku ja põisadru epibiondikoosluste struktuurid erinevad üksteisest (Global R=0,52; p=0,001).



Joonis 6. Põisadru (*Fucus*) ja agariku (*Furcellaria*) epibiondikoosluste domineerimisstruktuuride erinevused mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemuste põhjal. *Similarity* näitab koosluste sarnasust protsentides.

SIMPER analüüsist selgus, et agariku ja põisadru epibiondikooslused erinesid üksteisest keskmiselt 78,64%. Domineerivad liigid, mis enim panustasid epibiondikoosluste erinevusse olid söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), niitjas pruunvetikas *Pilayella littoralis*, tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*), rohevetikas *Cladophora glomerata* ja niitjas pruunvetikas *Ectocarpus siliculosus* (tabel 2).

Tabel 2. Põisadru ja agariku koosluste erinevusi põhjustavad domineerivad liigid SIMPER analüüsi tulemuste põhjal. Biomass põisadrul ja agarikul tähistab vastava epibiondi keskmist koormust (epibiondi ja basibiondi biomassi suhet grammides), erinevus % tähistab vastavate liikide keskmist basibiontide vahelist erinevust protsentides ja tähtsus % tähistab vastavate liikide suhtelist osakaalu protsentides, mis neid erinevusi basibiontide vahel põhjustab.

Epibiondi liik	Koosluste erinevus 78,64 %			
	Mass põisadrul	Mass agarikul	Erinevus %	Tähtsus %
<i>Mytilus trossulus</i>	0,02	0,36	27,61	35,11
<i>Pilayella littoralis</i>	0,43	0,09	23,82	30,29
<i>Einhornia crustulenta</i>	0,02	0,12	8,87	11,28
<i>Cladophora glomerata</i>	0,05	0,07	6,83	8,69
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	0,02	0,05	4,09	5,21

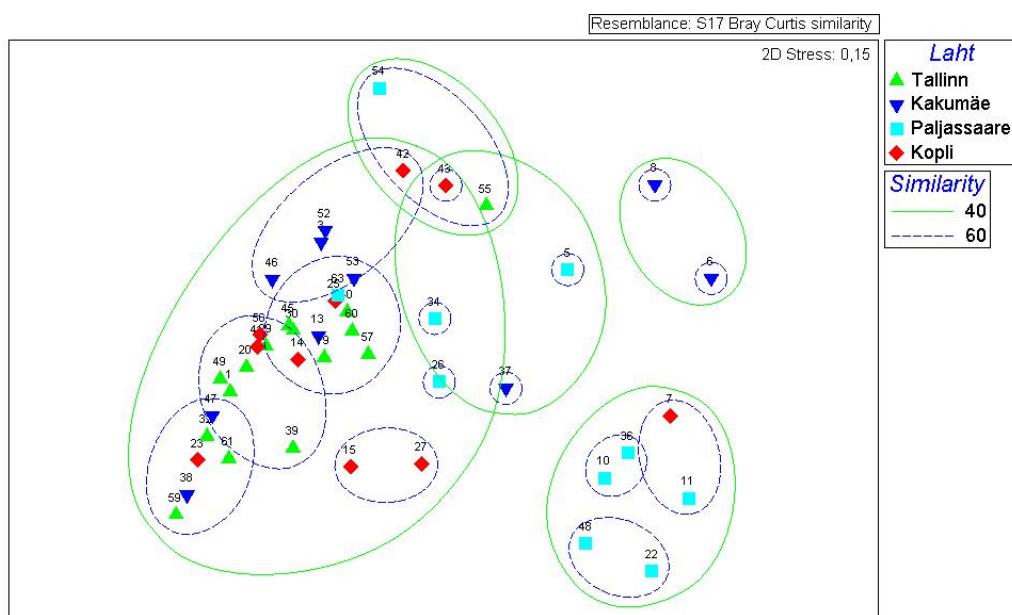
3.3 Epibiondikoosluste stuktuurid Tallinna mereala eri osades

ANOSIM analüüsiga testiti põisadru epibiondikoosluste struktuuri erinevusi lahtedes. Analüüs põhines epibiondi liikide koormusel ehk suhtelisel biomassil, seega oli oluline mitte ainult epibiondi esinemine, vaid ka tema biomass basibiondil. Tulemustest selgus, et Tallinna ja Paljassaare lahtedes olid põisadrul oluliselt erinevad epibiondikooslused ($R=0,58$; $p=0,001$), teise lahtede vahel ei saanud olulisi erinevusi täheldada (tabel 3) (Global $R=0,22$; $p=0,002$).

Tabel 3. Põisadru epibiondikoosluste struktuuri erinevus lahtedes ANOSIM permutatsioonitesti tulemusel. R tähistab lahtede erinevust, p tähistab R statistiku statistilist olulisust, permutatsioonid märgivad permutatsioonide arvu, mida simuleeriti ANOSIM analüüsi tehes. Rasvase kirjaga on välja toodud lahed, kus epibiondikooslused olid üksteisest oluliselt erineva struktuuriga.

Lahed	R	P	Permutatsioonid
Tallinn, Kakumäe	0,15	0,039	999
Tallinn, Paljassaare	0,58	0,001	999
Tallinn, Kopli	0,09	0,123	999
Kakumäe, Paljassaare	0,20	0,022	999
Kakumäe, Kopli	-0,03	0,638	999
Paljassaare, Kopli	0,22	0,027	999

Mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemuste põhjal ei moodustunud sõltuvalt lahtedest põisadru epibiondikooslustest selged grupid (joonis 7). Seda näitasid ka ANOSIM analüüsi tulemused (Global R=0,22; p=0,002). Suhteliselt suurt koosluste sarnasust võis täheldada vaid Tallinna lahe põisadru epibiondikoosluste vahel (joonis 7).



Joonis 7. Põisadru epibiondikoosluste domineerimisstruktuuri erinevus lahtedes mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemusel. *Similarity* näitab koosluste sarnasust protsentides, numbrid sümbolite juures tähistavad proovi numbrit (ID).

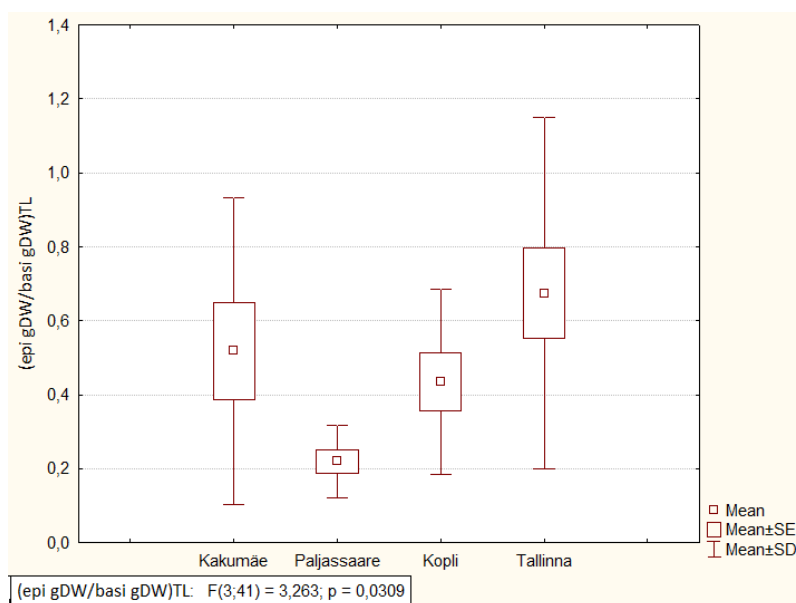
ANOVA tulemused näitasid, et põisadru epibiontide koormused erinesid oluliselt Kakumäe ja

Paljassaare lahte vahel ($F_{1,18} = 4,91$, $p=0,04$) ning Kopli ja Paljassaare vahel ($F_{1,18} = 6,42$, $p=0,02$) (tabel 4). Statistiliseks usaldusnivooks valiti 0,05.

Tabel 4. Lahtede epibiondikoormuste erinevused ANOVA tulemuste põhjal. SS (*sum of squares*)-jääkhajuvuse ruutude summa, df (*degrees of freedom*)- vabadusastmete arv, p-statistiline olulisus. Rasvases kirjas on statiliselt oluliselt erinevad epibiondokoormused lahtede vahel.

Lahed	SS	df	p
Kakumäe, Kopli	0,035	1	0,592
Kakumäe, Paljassaare	0,446	1	0,040
Kakumäe-Tallinn	0,147	1	0,406
Kopli-Paljassaare	0,231	1	0,021
Kopli-Tallinn	0,347	1	0,158
Tallinn-Paljassaare	1,244	1	0,07

Väikseim keskmine epibiontide üldkoormus põisadru epibiondikooslustes oli Paljassaare lahes ning suurim Tallinna lahes (joonis 8). Lahtede siseselt esines märkimisväärne epibiontide üldkoormuse varieeruvus.



Joonis 8. Epibiontide üldkoormuse keskmiste võrdlus põisadrul lahtede põhjal. Karpdiagrammile on märgitud hajuvusstatistikud standardviga (SE) ja standardhälve (SD).

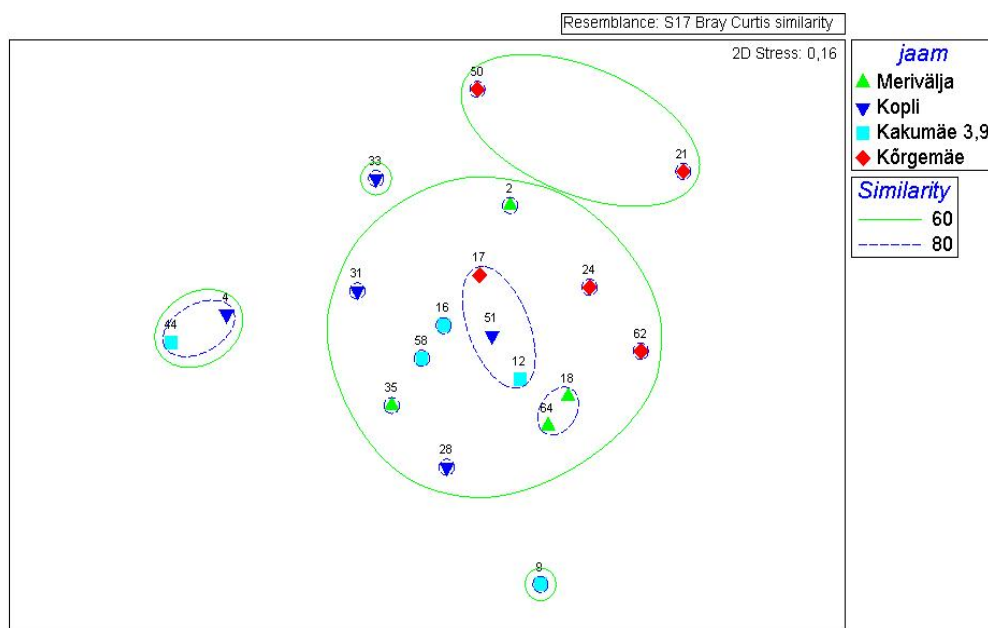
ANOSIM analüüsiga testiti agariku epibiondikoosluste struktuuri erinevust jaamades (tabel 5). Analüüs võrdles domineerimisstruktuuri, seega oli oluline mitte ainult epibiondi

esinemine, vaid ka tema mass basibiondil. Tulemustest selgus, et agarikukooslused erinesid oluliselt Merivälja ja Kopli ($R=0,53$; $p=0,016$), Merivälja ja Kõrgemäe ($R=0,68$; $p=0,008$) ja Kopli ja Kõrgemäe ($R=0,37$; $p=0,024$) jaamade vahel (tabel 5).

Tabel 5. Agariku epibiondikoosluste struktuuri erinevus jaamades ANOSIM permutatsioonitesti tulemusel. R tähistab lahtede erinevust ning tabelis on rasvase kirjaga välja toodud üksteisest oluliselt eristuvate epibiondikooslustega jaamad, p tähistab R statistiku statistilist olulisust, permutatsioonid märgivad permutatsioonide arvu, mida kasutati ANOSIM analüüsi tehes.

Lahed	R	P	Permutatsioonid
Merivälja, Kopli	0,531	0,016	126
Merivälja, Kakumäe (3,9 m)	0,294	0,032	126
Merivälja, Kõrgemäe	0,675	0,008	126
Kopli, Kakumäe (3,9 m)	-0,096	0,73	126
Kopli, Kõrgemäe	0,368	0,024	126
Kakumäe (3,9 m), Kõrgemäe	0,264	0,008	126

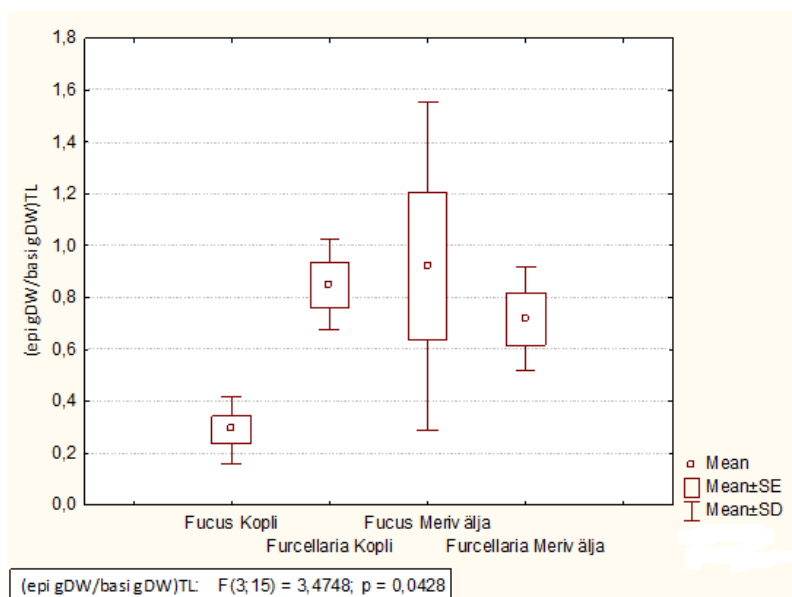
Mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemuste põhjal ei moodustunud sõltuvalt jaamadest agariku epibiondikooslustest selged grupid (joonis 9). Seda näitasid ka ANOSIM analüüsi tulemused ($R=0,30$; $p=0,002$).



Joonis 9. Agariku epibiondikoosluste domineerimisstruktuuri erinevus sõltuvalt jaamadest mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemusel. *Similarity* näitab koosluste sarnasust protsentides, numbrid sümbolite juures tähistavad proovi numbrit (ID).

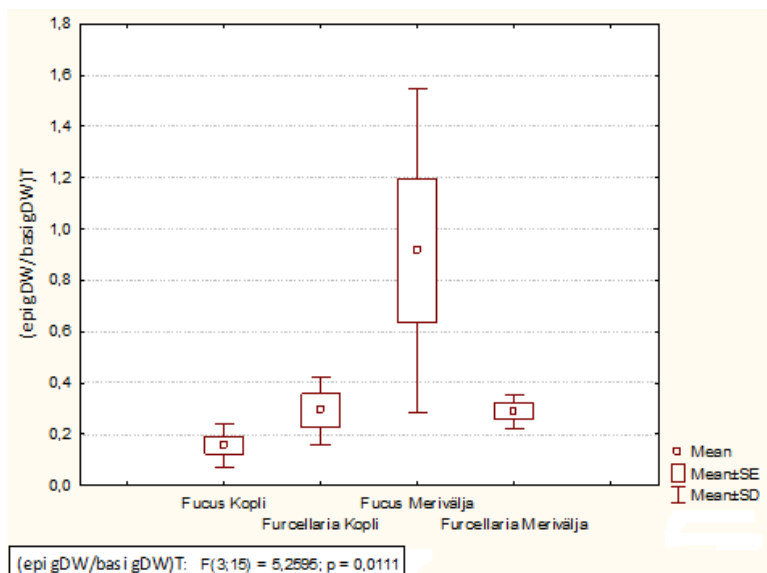
3.4 Epibiontide koormused agarikul ja põisadrul

Põisadru ja agariku epibiondikoosluste võrdlus teostati Merivälja ja Kopli jaamade põhjal, kuna antud jaamadest leiti mõlemat liiki basibionte. Merivälja jaamas on epibiontide üldkoormus suurem nii põisadrul *Fucus vesiculosus* kui ka agarikul (*Furcellaria lumbricalis*). Põisadru ja agariku Merivälja ja Kopli jaamade epibiontide üldkoormused erinevad oluliselt ($p=0,04$). Põisadru Merivälja proovide epibiontide üldkoormustes esines suurem varieeruvus, kui Kopli põisadru ja agariku mõlema jaama epibiontide üldkoormustes.



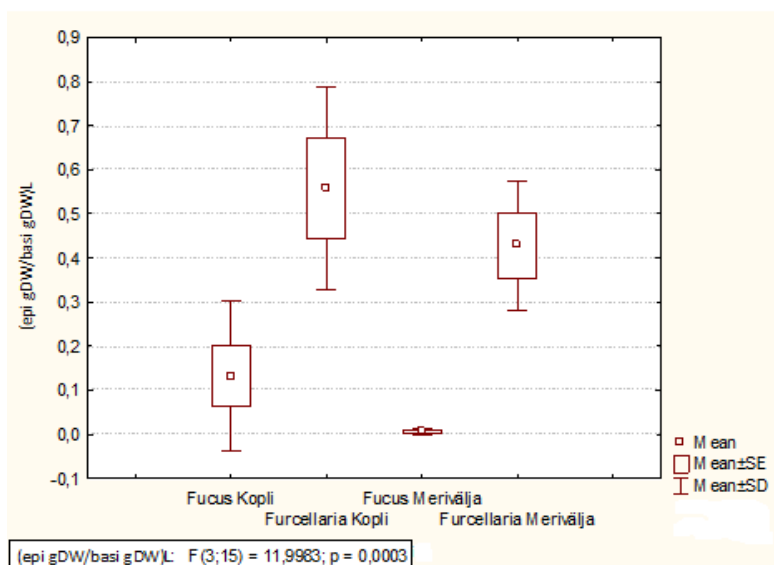
Joonis 10. Epibiontide keskmiste üldkoormuste (epibiontide ja basibiondi kuivmassi suhe grammides) võrdlus põisadru (*Fucus*) ja agariku (*Furcellaria*) Kopli ja Merivälja jaama proovide põhjal. Karpdiagrammile on märgitud hajuvusstatistikud standardviga (SE) ja standardhälve (SD).

Põisadru ja agariku taimsed epibiontide osakoormused on jaamades erinevad ($p=0,01$). Merivälja põisadru proovide epifüütide osakoormused on antud basibionte jaamade kaupa võrreldes varieeruvaimad, jaamade erinevused tulevad välja eriti selgelt just põisadrul (joonis 11). Epifüütsete vetikate koormused antud jaamade põhjal on suuremad põisadrul.



Joonis 11. Taimsete epibiontide keskmiste osakoormuste (epifüütide ja basibiondi biomassi suhe grammides) võrdlus põisadrul (*Fucus*) ja agarikul (*Furcellaria*) Kopli ja Merivälja jaama proovide põhjal. Karpdiagrammile on märgitud hajuvusstatistikud standardviga (SE) ja standardhälve (SD).

Põisadru ja agariku loomsed epibiontide osakoormused on jaamades erinevad ($p=0,003$). Loomne koormus on suurem agarikul. Merivälja põisadru proovides moodustasid loomsed epibiondid tühise osa.



Joonis 12. Loomse epibiontide osakoormuse (loomsete epibiontide ja basibiondi biomassi suhe grammides) keskmiste võrdlus põisadrul (*Fucus*) ja agarikul (*Furcellaria*) Kopli ja Merivälja jaama proovide põhjal. Karpdiagrammile on märgitud hajuvusstatistikud standardviga (SE) ja standardhälve (SD).

4. Arutelu

4.1 Epibiontide mitmekesisus

Proovidest leiti kokku 23 taksonit epibionte. Põisadru epibiondikooslustes esines neist 19 liiki, agariku epibiondikooslustes 21. Epibiontidest 4 taksonit olid selgrootud ning 19 taksonit epifüütsed vetikad, millest 9 liiki olid pruunvetikad, 5 liiki rohevetikad ja 5 liiki punavetikad. Suhteliselt madala taksonoomilise mitmekesisuse tõenäoliseks põhjuseks on Läänemere madal soolsus, mis limiteerib paljude liikide esinemist (Hylleberg, 1986; Saloniemi, 1993). Liigilist koosseisu mõjutab ka Tallinna mereala suur toitainete koormus, mis põhjustab samuti liigilise mitmekesisuse vähenemist (Paalme, 2012).

Antud uurimisalal olid kõige sagedamini esinevateks epibiontideks agariku proovides kiirekasvuline niitjas rohevetikas *Cladophora glomerata*, tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Ka Kostamo (2008) läbi viidud uuringu põhjal on Soome lahes sagedasteks epibiontideks agariku epibiondikooslustes söödav rannakarp ja tavaline kamarlane. Erinevalt Kostamo (2008) Soome lahe põhjarannikul läbiviidud uurimusest ei esinenud Tallinna merealal basibiontide peal *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica*, *Cordylophora caspia*, vähearvukas oli ka *Cladophora rupestris*. Tallinna merealal esines *Puntaria tenuissima*, mida eelnevalt mainitud uurimistööst ei leitud. Enamus epibiondiliigid kattusid Kostamo (2008) läbiviidud uurimusega ning seega võib järeldada, et Soome lahe piires on epibiondikooslused suhteliselt sarnased ning pole aastate jooksul drastiliselt muutunud. Mõningased erinevused epibiontide liigilises koosseisus kahe uuringu vahel võivad olla põhjustatud uurimispiirkondade mittekattumisest, erinevatest keskkonnateguritest, meetoditest ja liikide levialade muutumisest, mis võib olla tingitud keskkonnatingimuste muutustest või invasioonist.

Põisadru proovides olid kõige sagedamini esinevateks epifüütideks pruunvetikad *Pilayella littoralis* ja *Elachista fuciola*, rohevetikas *Cladophora glomerata* ning loomsetest epibiontidest söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*). Antud proovide tulemused kattusid üsna suures osas Kersen jt. (2011) läbi viidud põisadru epibiontide uurimusega Läänemeres, mille põhjal osutusid samuti põisadrukooslustes sagedasteks epifüütideks *Cladophora glomerata* ja *Pilayella littoralis* ning loomseteks epibiontideks tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*), tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*).

Tallinna merealal esines ka vähearvukas epifüütne pruunvetikas *Punctaria tenuissima*, mis leiti Eesti rannikumerest esmakordselt Hiiumaa ranniku lähedalt alles 2011. aastal (Kersen, 2012). Pruunvetikas *Punctaria tenuissima* on tõenäoliselt oma levilat Eesti rannikumeres kiiresti laiendanud ning muutunud vähemalt Tallinna merealal üsna sageli esinevaks epifüüdiks, leidudes agarikul 37% ja põisadrul 29% proovides. Antud liik oli proovides üsna sage, kuigi selle biomass moodustas basibiondil praktiliselt olematu osa. On ka tõenäoline, et *Punctaria tenuissima* on juba mõned aastad Tallinna lahes kasvanud, kuid seda pole varasemate seirete käigus leitud, sest see liik esineb bentosekooslustes vähearvukalt. Samuti on *Punctaria tenuissima* läbipaistva talluse tõttu raskesti märgatav ning määramisel võib seda kergesti segamini ajada pruunvetikaga *Stictyosiphon tortilis*.

Suurim liigirikkus põisadru epibiondikooslustes oli Koplis, väikseim Kakumäel 1 m sügavusel. Agariku epibiondikooslustes oli suurem liigiline mitmekesisus Kakumäel (3,9 m) ja Meriväljal. Koplis ja Kõrgemäel oli liike vähem. Kakumäe (1m) ja Merirahu (0,5 m) proovidest leiti kõige vähem liike, samuti olid need kõige väiksematel sügavustel paiknevad proovijaamad. Väike liigiline mitmekesisus võib tuleneda otseselt sügavusest, mida peetakse üheks bentosekoosluste struktuuri enim mõjutavaks teguriks (Eriksson ja Bergström, 2004).

4.2 Põisadru ja agariku epibiondikoosluste võrdlus

Agariku epibiondikooslustes esinesid suurel määral samad liigid, mis põisadrul. Seda on leitud ka varasemate uurimuste põhjal, et enamik epibionte on fakultatiivsed ja ei ole seotud konkreetse peremeesorganismiga (Wahl, 1989; Longtin ja Scrosati, 2009). Antud uurimiselal täheldati vaid mõningaid erinevusi põisadru ja agariku epibiondikoosluste liigilises koosseisus. Põisadrul kasvavatest liikidest ei leitud agarikult keelikvetikat (*Chorda filum*) ja *Elachista fuciolat*, mida leidis lausa 87% põisadru proovides. Eelnevad uuringud on näidanud, et epibiondi esinemine basibiondil võib sõltuda ka basibiondi talluse pinna spetsiifilistest omadustest (Cerrano jt. 2001) ning see võib olla ka põhjus, miks põisadrul väga sage epibiont ei esinenud üheski agariku proovis. Agarikul leiduvatest epibiontidest ei esinenud põisadrul *Cladophora rupestris*, *Percursaria percursa* ja *Rhodochorton purpureum*. Eelnevalt mainitud liike leiti vaid üksikutes agariku proovides, seega ei saa antud proovide põhjal täheldada nende liikide basibiondi eelistust. Hüdraloom *Laomedea flexuosa* leidis 32% agariku proovides, kuid ei esinenud põisadrul. Selle üheks põhjuseks võib olla basibiondi kokkupuutepinna spetsiifiliste tingimuste sobimatus (Cerrano jt. 2011), näiteks võib põisadru eritada keemilisi ühendeid, mida hüdraloom ei talu või ei sobi antud liigile põisadru pinna

mikrostruktuur. Ka Nys jt. (2012) läbiviidud uurimus näitab, et loetletud tegurid võivad määrata epibiontidega kattumist.

Kuigi agarikul ja põisadrul kattusid paljud epibiondid, siis nende suhteline osakaal basibiondil oli erinev. Varasemates uuringutes on täheldatud tugevaid seoseid epibiontide rohkuse ja liigirikkuse ning peremeesvetika omaduste vahel (Wahl, 1989). Põisadru ja agarik on ehituselt üsna erinevad basibiondid ning see on tõenäoliselt ka nende epibiondikoosluste struktuurides esinevate mõningaste erinevuste põhjuseks. Ka võrdlus Merivälja ja Kopli jaamade põhjal näitas, et agariku ja põisadru epibiondikoosluste struktuurid erinevad üksteisest. Antud jaamade põisadru ja agariku koosluste mitteparameetrilise mitmemõõtmelise skaleerimise (nMDS) tulemusel moodustusid selgelt eristuvad grupid, kusjuures agariku epibiondikooslused olid omavahel sarnasemad kui põisadru epibiondikooslused. Tulemustest selgus, et agariku ja põisadru epibiondikooslused erinesid üksteisest oluliselt. Kõige tähtsamateks erinevuste põhjustajateks olid söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja *Pilayella littoralis*. Mõlemad liigid olid antud jaamades basibiontidel biomassi ja esinemissageduse poolest domineerivad liigid. Seda on näitas ka Kersen jt. (2011) läbi viidud uurimus, et niitjas pruunvetikas *Pilayella littoralis* on põisadrul massiliselt kasvav epifüüt ning Kostamo (2008) uurimistööst selgus, et lubjarikka struktuuriga söödav rannakarp on agariku epibiondikooslustes suure biomassiga esinev epibiont. Antud tulemuste põhjal sai kinnitust töös eelnevalt püstitatud hüpotees, et epibiondikoosluste struktuur sõltub basibiondist.

Põisadru keskmine epibiondikoormus varieerus mõningal määral sõltuvalt mereala osast, kuid olulised erinevused esinesid vaid kahe lahe vahel. Järelikult on enamike lahtede keskkonnatingimused suhteliselt samad ning mereala haldamisel peaks lähtuma mitte merealade käsitlemisest lahtede kaupa, vaid koosluste ning keskkonnatingimuste erinevusi arvestades. Agariku epibiontide koormused olid suhteliselt vähem varieeruvad. Selle tõenäoliseks põhjuseks võib olla põisadrul massiliselt esineva kiirekasvulise epifüüdi *Pilayella littoralis* kiire reageerimine toitainetekoormuse muutustele (Korpinen jt. 2007a) ja kuna antud liigi biomass põisadrul on märkimisväärne, siis kajastub see ka saadud tulemustes.

Uurimistöö tulemustest on selgelt näha, et agariku ja põisadru loomsete ja taimsete epibiontide koormused on erinevad. Agarikul moodustab olulisema osa loomne epibiondikoormus, kuid põisadrul taimne. See tuleneb ilmselt basibiontide ehituslikest eripäradest, millest omakorda sõltub domineerivate liikide koosseis ja biomass. Agariku tallus on peenem ja rohkete külgharudega, millele on kergem kinnituda karpidel, kuid põisadru on suurem ja selle talluse külgharud on lapikud, mis pakuvad kinnituspinda suurematele selgrootutele ja epifüütidele

(Råberg ja Kautsky, 2007). Agariku põhilise epibiondikoormuse moodustavad lubjarikka kestaga söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja tavaline kamarlane (*Einhornia crustulenta*), kuid põisadrul moodustab nende liikide biomass väikese osa. Põisadru epibiondikoormuse olulisema osa moodustavad epifüütsed vetikad.

4.3 Epibiondikoosluste väikeseskaalaline ruumiline varieerumine

Antud uurimistöö tulemuste põhjal ei moodustunud sõltuvalt lahtedest põisadru epibiondikooslustest selged grupid ning samad olid tulemused ka agariku puhul, mida testiti jaamade põhjal, sest kõigist lahtedest ei saadud proovi. Kuigi ei saanud täheldada kindlaid epibiondikoosluste rühmi, siis eri lahtede ja jaamade vahel esinesid olulised epibiondikoosluste erinevused. Ka Underwood ja Chapmani (1996) uuring näitas, et väikeseskaalaline ruumiline varieeruvus on tüüpiline paljudele vetikatele ja teistele põhjaorganismidele. Erinevusi ei esinenud kõigi lahtede ja jaamade vahel ja seega peaks mereala käsitlema mitte lahtede ja jaamade kaupa, vaid arvestades koosluste eripäradega. Tulemustest selgus, et agarikukoosluste struktuurid erinesid oluliselt Merivälja ja Kopli, Merivälja ja Kõrgemäe ja Kopli ja Kõrgemäe jaamade vahel. Põisadru epibiondikooslused erinesid oluliselt vaid Tallinna ja Paljassaare lahtedes. Epibiondikoosluste väikeseskaalalise varieerumise põhjuseks on tõenäoliselt mereala osade keskkonnaparametrite vahelised erinevused (Kostamo, 2008). Varasemad uuringud on näidanud, et peamised vetikakooslusi struktureerivad tegurid on substraaditüüp, avatus ja sügavus (Martin ja Torn, 2004; Bucas jt. 2007). Antud uurimisel paiknevad erineva avatuse ja põhjatüübiga lahted (Lisa 2). Näiteks Tallinna laht on antud mereala osadest kõige avatum, proovivõtu kohtades on valdavalt kõvad põhjad, kuid Paljassaare lahe jaamades moodustab suure osa liivane substraat (Lisa 2). Sügavust ei saa antud uurimuses parameetriks võtta, sest igast lahest võeti eri sügavustelt proove ning seega pole tegemist juhusliku faktoriga. Suure tõenäosusega mõjutavad epibiondikoosluste väikeseskaalalist ruumilist varieerumist paljude tegurite koosmõjud ning seda peaks arvestama ka edasiste uuringute planeerimisel.

4.4 Epibiondikoormusi mõjutavad tegurid

Tulemustest selgus, et epibiontide koormused erinevad mereala eri osades. Andmeanalüüsil kasutati vaid põisadru proovide andmeid, sest agariku proove ei saadud kõigist lahtedest. Põisadru epibiontide koormused erinesid Kakumäe, Paljassaare, Kopli ja Tallinna lahtedes. Kõige väiksem keskmine epibiondikoormus oli Paljassaare lahes ning kõige suurem Tallinna

lahes. Tallinna lahe proovides ületas epibiontide mass sageli basibiondi massi. Tallinna laht on antud mereala osadest kõige avatum (lisa 1) ning veeproovide põhjal oli seal ka kõige suurem toitainete koormus (lisa 3), mille üheks oluliseks lokaalseks põhjuseks on Pirita jõest lahte suubuv vesi (Paalme, 2011). Seega sai vähemalt esialgsetel andmetel kinnitust hüpotees, et suurema toitainetekoormusega lahtedes on ka suurem epibiontide üldkoormus. Kõrged toitainetekoormused soodustavad epifüütide vohamist (Worm ja Sommer, 2000; Korpinen jt. 2007a; Rohde jt. 2008; Jacobucci jt. 2010) ning see võib olla ka tõenäoline põhjus, miks Tallinna lahes oli suurim epibiontide üldkoormus, millest suurema osa põisadrul moodustab epifüütide osakoormus. Kuigi on teada, et suurenenud toitainete sisaldus tõstab epibiontide arvukust, sõltub see siiski paljudest keskkonnateguritest, näiteks avatusest lainetusele, lokaalsetekoosluste struktuurist, peremeestaime omadustest ja herbivooridest (Kotta jt. 2000).

Epibiondikoormuste sõltuvust konkreetsetest keskkonnaparametritest ei testitud käesolevas uurimistöös, sest eesmärgiks oli kinnitust saada esialgsetele üldisematele hüpoteesidele, et nendele tuginedes jätkata edasisi uuringuid, mis testivad juba kindlate keskkonnaparametrite mõju epibiondikooslustele. Seega jäid keskkonnaparametrid antud uurimistöös pigem taustainfoks. Tulevastes uurimistöödes peaks kasutama suuremat valimit kui käesolevas töös. Edasiste uuringute laiemaks eesmärgiks on eristada inimõju looduslikust foonist ning välja selgitada eutrofeerumise mõju bentosekooslustele. Sellest tulenevalt loodetakse saada infot kliimamuutuste mõjust ja potentsiaalsetest stsenaariumidest Läänemeres. Tulevased uuringud peaks sisaldama täiendavaid liike ja marginaalseid keskkonnaprobleemidele reageerimise populatsioonimudeleid, et hinnata laiemalt stressi kombinatisoone ning nende ajalist kõikumist (Wahl jt. 2011).

Kokkuvõte

Epibiondid on nii tundlikud indikaatorid kui ka keskkonnaprobleemide põhjustajad. Tallinna mereala on märkismisväärse inimõju surve all ning jaotunud üsna erinevate lokaalsete tingimustega piirkondadeks. Käesoleva uurimistöö põhiliseks eesmärgiks on kirjeldada Tallinna mereala põisadru ja agariku epibiondikoosluste mitmekesisust. Lisaks välja selgitada, kas epibiondikoosluste struktuur ja epibiontide koormused erinevad basibionditi ning osakaalult tähtsaimad liigid, mis neid erinevusi põhjustavad. Käesolevas uuringus püütakse ka välja selgitada, kas epibiondikoosluste struktuur ja epibiontide koormused Tallinna merealal erinevad piirkonniti ja tuua välja nende erinevuste põhjusi.

Töös kasutatud materjal koguti 13. juunil 2012 aastal TÜ Eesti Mereinstituudi teadlaste poolt. 64 proovi koguti 11 jaamast, mis paiknesid neljas erinevas Tallinna mereala lahes. Laboris määrati proovidest saadud liigid ning nende biomassid. Andmete töötlemisel teostati ANOSIM, SIMPER, nMDS, ANOVA ja Box Plot analüüsid. Mõõdetavateks parameetriteks olid liigiline koosseis ja epibiontide koormused, keskkonnaparameetreid kasutati arutelus taustainfona.

Proovidest leiti kokku 23 taksonit epibionte. Põisadrul esines neist 19 liiki, agarikul 21. Epibiontidest neli taksonit olid loomad ning 19 taksonit epifüütsed vetikad. Antud uurimisel olid kõige sagedamini esinevateks epibiontideks agarikul *Cladophora glomerata*, tavaline kameralne (*Einhornia crustulenta*) ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Põisadrul olid kõige sagedamini esinevateks epibiontideks *Pilayella littoralis*, *Elachista fuciola* ja söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Kuigi agarikul ja põisadrul kattusid paljud epibiondid, siis nende suhteline osakaal basibiondil oli erinev ja kooslused erinesid sõltuvalt basibiondist keskmiselt 78,64%. Olulisimad erinevuse põhjustajateks olid söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja *Pilayella littoralis*. Põisadru ja agariku epibiontide koormused võrreldavate jaamade põhjal erinesid oluliselt. Agarikul moodustas olulisema osa loomne epibiondikoormus, kuid põisadrul taimne. Epibiondikoosluste struktuur ja epibiontide koormused erinesid Tallinna mereala eri osades. Tallinna lahes, kus oli kõige suurem toitainetekoormus, esinesid põisadrul ka suurimad epibiondi üldkoormused. Kuigi on teada, et suurenenud toitainete sisaldus tõstab epibiontide arvukust, sõltub see siiski paljudest keskkonnateguritest, näiteks avatusest lainetusele, lokaalsetest kooslustest, peremeestaime omadustest ja herbivooridest.

Summary

The diversity of epibiontic communities in *Fucus vesiculosus* and *Furcellaria lumbricalis* in coastal areas around Tallinn

Epibionts can cause environmental problems but are also accurate indicators. The coastal waters around the city of Tallinn are under considerable anthropogenic impact and have divided into areas of different regional conditions. The aim of this thesis is to describe the epibiontic diversity in Tallinn bay area and to find out if the structure of epibiontic communities and epibiontic load differ in various basibionts. This thesis also tries to find out the species that cause the differences and to explain the reasons for the differences.

The material used in the work was collected on the June 13th 2012 by scientists at The Estonian Marine Institute. 64 samples were collected from 11 stations, which were located at four different bays in the Tallinn bay area. The species composition and biomass of the samples were analysed in the laboratory. In the statistical analysis of the data, variety of methods were used (ANOSIM, SIMPER, nMDS, ANOVA, Box Plot). The variables included epibiontic load and species composition. Environmental variables were used in the discussion part of this paper as background information.

A total of 23 taxa of epibionts were found. There were 19 species of *Fucus vesiculosus* and 21 species on *Furcellaria lumbricalis*. The most common epibionts on *Furcellaria Lumbricalis* were *Cladophora glomerata*, *Einhornia crustulenta*, *Mytilus trossulus*. The most common epibionts on *Fucus vesiculosus* were *Pilayella littoralis*, *Elachista fuciola*, *Mytilus trossulus*. Many of the species of epibionts were the same on *Fucus vesiculosus* and *Furcellaria lumbricalis*, but the relative percentage of communities differed. The species that differed the most on the basibionts were *Mytilus trossulus* and *Pilayella littoralis*. The epibiontic load on the basibionts differed significantly. *Furcellaria lumbricalis* had more epibiontic fauna, while on the *Fucus vesiculosus*, epibiontic flora dominated. The structure of epibiontic communities differed in various parts of Tallinn bay area. *Fucus vesiculosus* had the biggest epibiontic load in Tallinn bay, where the nutrient load was also the biggest. While it is known that increased nutrient load causes increase in overall epibionts, it still depends on many other environmental variables, such as wave exposure, regional species pool, characteristics of the host plant and herbivory.

Tänuavaldused

Täna abi eest oma juhendajat Priit Kersenit. Käesolevat tööd finantseeriti ETF grandiprojektist nr. 8775 (Looduslike ja antropogeensete tegurite mõju epibiontide kooslustele Läänemere fütobentilistel võtmeliikidel *Furcellaria lumbricalis* ja *Fucus vesiculosus*. Täna Tiina Paalmet, kes oli selle projekti vastutav täitja. Täna ka Kaire Kaljuranda, kes abistas proovivõtul ning Silvie Lainelat, kes analüüsis biogeene. Täna ka Kalle Ollit, kes lubas kasutada laboriruumi Tartus.

Kasutatud kirjandus

- Anderson, B.C, Smit, A. J., Bolton, J. J.,** 1998. Differential grazing effects by isopoda on *Gracilaria gracilis* and epiphyte *Ceramium diaphanum* in suspended raft culture. *Aquaculture* 169: 99-109.
- Arrontes J.,** 1990. Composition, distribution on host, and seasonality of epiphytes on tree intertidal algae. *Bot. Mar.* 33: 205–211.
- Berger. R., Bergström, L. Graneli, E., Kautsky, L.,** 2004. How does eutrophication affect different life stages of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea? a conceptual model. *Hydrobiologia* 514: 243-248.
- Bergström. L., Berger, R., Kautsky, L.** 2003. Negative effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.* 38: 41-46.
- Bird, C.J., Greenwell, M., McLachlan, J.,** 1983. Benthic marine algal flora of the north shore of Prince Edward Island (Gulf of St. Lawrence), Canada. *Aquat. Bot.* 16: 315-335.
- Brawley, S., Adey, W.,** 1981a. The effect of micrograzers on algal community structure in a coral reef microcosm. *Mar. Biol.* 61: 167-177.
- Brawley, S., Adey, W.,** 1981b. Micrograzers may affect macroalgal diversity. *Nature (London)* 292: 177.
- Bäck, S., Ruuskanen, A.,** 2000. Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. *Mar. Biol.* 136: 303–307.
- Bucas, M., Daunys, D., Olenin, S.,** 2007. Overgrowth patterns of the red algae *Furcellaria lumbricalis* at an exposed Baltic Sea coast: The results of a remote underwater video data analysis. *Estuar. and Coast. Shelf S.* 75: 308-316.
- Cerrano, C., Puce, S., Chiantore, M., Bavestrello, G., Cattaneo-Vietti, R.,** 2001. The influence of the epizoic hydroid *Hydractinia angusta* on the recruitment of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. *Polar Biol.* 24: 577-581.

- Clarke K. R., Warwick, R. M., 2001.** Change in Marine Communities: An Approach to statistical analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Clausen, I., Riisgård, H. U. 1996.** Growth, filtration and respiration in the mussel *Mytilus edulis*: no evidence for physiological regulation of the filter-pump to nutritional needs. Mar. Ecol. Prog. Ser. 141:37-45.
- Dixon, J., Schroeter, S., Kastendick, J., 1981.** Effects of the encrusting bryozoan, Membranoptera membranacea, on the loss of blades and fronds by the giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Laminariales). J. Phycol.17: 341-345.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., 2003.** Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. Eur. J. Phycol. 38: 217–222.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Benetti-Cecchi L., 2005.** Pattern of distribution of marine assemblages from rocky shore: evidence of relevant scales of variation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 296: 13–29.
- Harder, T., 2008.** Marine Epibiosis: Concepts, Ecological Consequences and Host Defence. Mar. Indust. Biofoul. 4: 219-231.
- Hayward, P.J., Ryland, J.S. 1995.** Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. Oxford University Press, Oxford.
- Holmsgaard, J.E., Greenwell, M., McLachlan, .J., 1981.** Biomass and central distnbution of *Furcellaria lumbricalis* and associated algae. Proc. Int. Seaweed Symp. 10: 309-314.
- Howard, R. K., Short, F. T., 1986.** Seagrass growth and survivorship under influence of epiphytic grazers. Aquat. Bot. 24: 287-302.
- Hylleberg, J., 1986.** Distribution of Hydrobiid snails in relation to salinity, with emphasis on shell size and coexistence of the species. Ophelia, 4: 85-100.
- Jacobucci, G.B., Güth, A.Z., Turra, A., Leite, F.P.P., 2010.** Influence of a narrow depth gradient and season on the morphology, phenology, and epibiosis of the brown alga *Sargassum cymosum*. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 91: 761–770.
- Jones, R.C., 1980.** Productivity of algal epiphytes a Georgia salt marsh: effect of inundation frequency and implications for total marsh productivity. Estuaries, 3: 135-317.

- Kautsky H, van der Maarel E**, 1990. Multivariate approaches to the variation in phytobenthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 60: 169–184.
- Kersen, P.**, 2012. First findings of the benthic macroalgae *Vaucheria* cf. *dichotoma* (Xanthophyceae) and *Punctaria tenuissima* (Phaeophyceae) in Estonian coastal waters. *Estonian Journal of Ecology*, 61: 135-147.
- Kersen, P., Kotta, J., Bučas, M., Kolesova, N., Dekere, Z.**, 2011. Epiphytes and associated fauna on the brown alga *Fucus vesiculosus* in the Baltic and the North Seas in relation to different abiotic and biotic variables. *Mar. Ecol.* 32: 87–95.
- Kersen, P., Orav-Kotta, H., Kotta, J., Kuk, H.**, 2009. Effect of abiotic environment on the distribution of the attached and drifting red algae *Furcellaria lumbricalis* in the Estonian coastal sea. *Est. J. Ecol.* 58: 245-258.
- Kiirikki, M.**, 1996. Mechanisms affecting algal zonation in the northern Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.* 31: 225-232.
- Kitting, C. L., Fry, B., Morgan, M. D.**, 1984. Detection of inconspicuous epiphytic algae supporting food webs in seagrass meadows. *Decologia (Berl.)* 62: 145-149.
- Kornfeldt, R.-A.**, 1979. Makroalgers biomassa langs Hallandskusten. *Svensk. bot. Tidskr.* 73: 131-138.
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesakoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Lojonen, J., Jormalainen, V.**, 2007a. Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: review with focus on the Baltic Sea. *AMBIO*, 36: 203-211.
- Kostamo, K. M.**, 2008. Epibionts associated with the red alga *Furcellaria lumbricalis* in the northern Baltic Sea. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 84: 81-94.
- Kotta, J., Orav-Kotta, H.; Paalme, T.; Kotta, I.; Kuk, H.**, 2006. Seasonal changes in situ grazing of the mesoherbivores *Idotea baltica* and *Gammarus oceanicus* on the brown algae *Fucus vesiculosus* and *Pilayella littoralis* in the Central Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 554: 117-125.
- Kotta, J.; Paalme, T.; Martin, G., Mäkinen, A.**, 2000. Major changes in macroalgal community composition affect the food and habitat preference of *Idotea baltica*. *Int.*

Rev. Hydrobiol.85: 697-705.

- Kraberg, A. C., Norton, T. A.,** 2007. Effect of epiphytism on reproductive and vegetative lateral formation in the brown, intertidal seaweed *Ascophyllum nodosum* (Phaeophyceae). Phycol. Res. 55: 17–24.
- Kullenberg C. B.,** 1981, Physical oceanography. The Baltic Sea, Ed. Voipio A., Elsevier (Amsterdam), 135175.
- Longtin, C. M., Scrosati, R. A.,** 2009. Role of surface wounds and brown algal epiphytes in the the colonization of *Ascophyllum nodosum* (Phaeophyceae) fronds by *Vertebrata lanosa* (Rhodophyta). J. Phycol. 45: 535–539.
- Martin, G.,** 2000. Phytobenthic communities of the Gulf of Riga and the Inner Sea of the West-Estonian Archipelago. Tartu: Tartu University Press.
- Martin, G.; Torn, K.,** 2004. Classification and description of phytobenthic communities in the waters of the West-Estonian Archipelago Sea. Hydrobiologia, 514: 151-162.
- Masing, V.,** 1992. Ökoloogialeksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- McGill, B. J.,** 2010. Matters of scale. Science, 328: 575–576.
- Morgan, M. D.,** 1980. Grazing and predation of the grass shrimp *Palaemonetes pugio*. Limnol. Ocenogr. 25: 896-902.
- Nelson, W. G.,** 1979. An analysis of structural eelgrass (*Zostera marina* L.) amphipod community. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 39: 231-264.
- Nys, R., Guenther, J., Uriz, M. J.,** 2010. Natural Control of Fouling. School of Natural Sciences and Psycholog. Biofouling, 109-116.
- Orav-Kotta, H.; Kotta, J.,** 2004. Food and habitat choice of the isopod *Idotea baltica* in the northeastern Baltic Sea. Hydrobiologia, 514: 79-85.
- Otero-Schmitt, J., Perez-Cirera, J. L.,** 1996. Epiphytism on *Cystoseira* (*Fucales* *Phaeophyta*) from the Atlantic Coast of North Spain. Bot. Mar. 39: 445-465.
- Paalme, T.,** 2011. Tallinna lahe keskkonnaseisundit mõjutavad survetegurid, nende põhjuste ning mõjude vähendamise võimalused. TÜ Eesti Mereinstituut.

- Paalme, T.**, 2012. Tallinna lahe rannikumere seisundi hinnang bioloogiliste indikaatorite alusel. Aruanne. TÜ Eesti Mereinstituut.
- Pitkänen, H., Lehtoranta, J., Peltonen, H.**, 2008. The Gulf of Finland. Ecology of Baltic Coastal Waters, 285-308. Springer, Berlin.
- Rennie, M. D., Jackson, L. J.**, 2005. The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distribution: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 2088-2099.
- Reyes-Vasques, G.**, 1970. Studies on the diatom flora living on *Thalassia testudinum* König in Biscayne Bay, Florida. Bull. Mar. Sci. 20: 105-134.
- Rindi, F., Guiry M.D.**, 2004. Composition and spatio temporal variability of the epiphytic macroalgal assemblage of *Fucus vesiculosus* Linnaeus at Clare Island, Mayo, western Ireland. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 311: 233–252.
- Rohde , S., Hiebenthal , C., Wahl, M., Karez, R., Bischof, K.**, 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (*Phaeophyceae*) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. Eur. J. Phycol. 43: 143-150.
- Russel, G.**, 1985. Recent evolutionary changes in the algae of the Baltic Sea. Br. Phycol J. 20: 87-104.
- Råberg, S., Kautsky, L.**, 2007. A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. Estuar. Coast. Shelf S. 73: 249-258.
- Saloniemi, I.**, 1993. An environmental explanation for the character displacement pattern in *Hydrobia* snails. Oikos, 67: 75-80.
- Schiewer, U.**, 2008. The Baltic Sea. In: Schiewer, U. (Ed.), Ecology of Baltic Coastal waters. Springer(Berlin), 1–10.
- Torn, K., Krause-Jensen, D., Martin, G.**, 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. Aquat. Bot. 84: 53-62.
- Trei, T.**, 1991. Taimed Läänemere põhjal. Valgus.
- Underwood, A. J., Chapman, M. G.**, 1996. Scales of Spatial Patterns of Distribution

of Intertidal Invertebrates. *Oecologia*, 212-224.

- Wahl, M., Shahnaz, L., Dobretsov, S., Saha, M., Symanowski, F., David, K., Lachnit, T., Vassel, M., Weinberger, F.,** 2010. Ecology of antifouling resistance in the bladder wrack *Fucus vesiculosus*: patterns of microfouling and antimicrobial protection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 411: 33–48.
- Wahl, M.,** 1989. Marine epibiosis. I. Fouling and antifouling: some basic aspects. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 58: 175-189.
- Wahl, M., Jormalainen, V., Coyer, J. A., Molis, M., Schubert, H., Dethier, M., Karez, R., Kruse, I., Lenz, M., Pearson, G., Rohde, S., Wikström, S. A., Olsen, J. L.,** 2011. Chapter Two - Stress Ecology in *Fucus*: Abiotic, Biotic and Genetic Interactions. *Adv. Mar. Biol.* 59: 37-105.
- Wisz, M. S. Pottier, J., Kissling, W. D., Pellisier, L., Lenoir, J., Damgaard, C. F., Dormann, C. F., Forchhammer, M. C., Grytnes, J.-A., Guisan, A., Keikkinene, R., Høye, T. T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M.-C., Norman, S., Öckinger, E., Schmidt, N. M., Termansen, M., Timmermann, A., Wardle, D. A., Aastrup, P. & Scenning, J.-C.** 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biol. Rev.* 88: 15–30.
- Wium-Andersen, S., Borum, J.,** 1980. Biomass and production of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Øresund, Denmark. *Ophelia*, 1: 49-55.
- Worm, B., Sommer, U.,** 2000. Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte-grazer system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202: 283-288.

Lisa 1. Liigiline mitmekesisus Tallinna merealal

Liigiline koosseis ja esinemine Tallinna mereala proovivõtujaamades 2012. aasta suvel. Punased tärnid tähistavad agariku proovides esinemist, mustad tärnid põisadru proovides esinemist.

Jaam	Kakumäe			Merirahu 2	Merirahu 1	Kopli	
sügavus (m)	1	2	3,9	0,5	1,7	3,7	3,7
proovide arv	5	5	5	5	5	5	5
CHLOROPHYTA							
<i>Clodophora glomerata</i>	*****	*****		**	*****	*****	*****
<i>Clodophora rupestris</i>							
<i>Percursaria percursea</i>			*				
<i>Ulva intestinalis</i>			*			**	*
<i>Ulva prolifera</i>							
PHAEOPHYTA							
<i>Battersia arctica</i>							
<i>Chorda filum</i>						*	
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>			*		**	*	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	***	*****		*****	**	*****	*****
<i>Elachista fucicola</i>	*****	*****		*****	***	**	
<i>Eudesme virescens</i>		****	*****	*	*****	*****	
<i>Pilayella littoralis</i>	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*
<i>Punctaria tenuissima</i>		***	*****	*	***	*****	*
<i>Stictyosiphon tortilis</i>		*	*		*	**	
RHODOPHYTA							
<i>Ceramium tenuicorne</i>	****	*****		**	***	*****	*****
<i>Ceramium virgatum</i>			*			*	**
<i>Coccotylus truncatus</i>		*					
<i>Polysiphonia fucoides</i>			**	**	*****	**	*****
<i>Rhodochorton purpureum</i>							
liikide arv (floora)	2	9	12	8	10	13	8
BRYZOA							
<i>Einhornia crustulenta</i>	*	***	*****		*****	*****	*****
HYDROZOA							
<i>Laomedea flexuosa</i>			**				*
CRUSTACEA							
<i>Amphibalanus improvisus</i>			*			*	**
MOLLUSCA							
<i>Mytilus trossulus</i>	***	*****	*****		*****	*****	*****
liikide arv (fauna)	2	2	4	0	2	3	4
KOKKU	4	11	16	8	12	16	12

Lisa 1 jätkub

Jaam	Kõrgemäe	Paljassaare	Miiduranna	Merivälja		Pirita
sügavus (m)	4,4	1,1	1,5	1,9	1,9	1,8
proovide arv	5	5	5	5	4	5
CHLOROPHYTA						
<i>Clodophora glomerata</i>	*****	**	**	*****	*****	***
<i>Clodophora rupestris</i>					*	
<i>Percursaria percursa</i>						
<i>Ulva intestinalis</i>					**	*
<i>Ulva prolifera</i>			*		**	
PHAEOPHYTA						
<i>Battersia arctica</i>	***	*****	*****	*****	*****	*****
<i>Chorda filum</i>						
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>						
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	***	**	*****	**	***	**
<i>Elachista fucicola</i>		*****	*****	*****		*****
<i>Eudesme virescens</i>						
<i>Pilayella littoralis</i>	*	*****	*****	*****	*****	*****
<i>Punctaria tenuissima</i>		*			**	*
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	*	*			*	
RHODOPHYTA						
<i>Ceramium tenuicorne</i>	*****	**		**	*****	
<i>Ceramium virgatum</i>	**				***	
<i>Coccotylus truncatus</i>	*					
<i>Polysiphonia fucoides</i>	*****	***	**	***	*****	***
<i>Rhodochorton purpureum</i>					*	
liikide arv (floora)	9	9	7	7	13	8
BRYZOA						
<i>Einhornia crustulenta</i>	*****	*****	*	*****	*****	*****
HYDROZOA						
<i>Laomedea flexuosa</i>	***					
CRUSTACEA						
<i>Amphibalanus improvisus</i>		*	*	*	*	**
MOLLUSCA						
<i>Mytilus trossulus</i>	*****	***	**	*****	*****	*****
liikide arv (fauna)	3	3	3	3	3	3
KOKKU	12	12	10	10	16	11

Lisa 2. Keskkonnaparametrite taustainformatsioon

Tallinna mereala proovivõtujaamade keskkonnaparametrite taustainformatsioon 2012. aasta suve andmete põhjal.

Jaam	Sügavus (m)	Laht	N laiuskraaid	E pikkuskraadid	Avatus(m ² s ⁻¹)	Taimestiku üldkatvus	Liiv, %	Kõva põhi, %
Kakumäe 3.9m	3,9	Kakumäe	59,45802	24,56707	70000	60	50	10
Kakumäe 2m	2	Kakumäe	59,45823	24,5684	70000	90	10	80
Kakumäe 1m	1	Kakumäe	59,45828	24,56913	70000	95	1	90
Merirahu 2	0,5	Kopli	59,4623	24,58155	95000	100	0	95
Merirahu 1	1,7	Kopli	59,45445	24,59503	55000	80	0	100
Merirahu 3	1,2	Kopli	59,44712	24,61579	44000	Proovi ei	saadud	
Kopli	3,7	Paljassaare	59,46941	24,66045	85000	50	40	50
Kõrgemäe	4,4	Paljassaare	59,4853	24,68456	160000	80	0	95
Paljassaare	1,1	Paljassaare	59,48187	24,71139	37000	40	50	50
Miiduranna	2,2	Tallinna	59,50392	24,80774	145000	80	0	100
Merivälja	1,9	Tallinna	59,49583	24,82268	107000	80	5	80
Pirita	1,8	Tallinna	59,49025	24,83044	90000	60	20	70

Lisa 3. Biogeenide sisaldused Tallinna merealal

Tallinna mereala proovivõtujaamadest võetud veeproovide biogeenide sisaldused 2012. ja 2013. aasta suvel.

Kuupäev	Jaam	Laht	NO ₂ +NO ₃ , µM/l	N _{tot} , µM/l	PO ₄ , µM/l	P _{tot} , µM/l
13.06.2012	Kakumäe 1m	Kakumäe	0,33	12,12	0,16	1,09
6.05.2013	Kakumäe 1m	Kakumäe	0,24	24,39	0,12	1,11
6.05.2013	Merirahu 1	Kopli	0,10	17,53	0,10	1,19
6.05.2013	Merirahu 2	Kopli	0,43	23,28	0,12	1,04
6.05.2013	Merirahu 3	Kopli	0,38	24,68	0,11	1,16
6.05.2013	Kopli	Paljassaare	0,44	21,81	0,17	1,12
6.05.2013	Kõrgemäe	Paljassaare	4,64	41,39	0,60	0,97
6.05.2013	Paljassaare	Paljassaare	0,45	31,45	0,25	0,68
6.05.2013	Merivälja	Tallinna	9,88	37,43	0,21	1,51
13.06.2012	Miiduranna	Tallinna	0,68	16,46	0,05	1,08
6.05.2013	Miiduranna	Tallinna	3,13	28,54	0,18	1,30
13.06.2012	Pirita	Tallinna	0,84	19,21	0,26	1,29
6.05.2013	Pirita	Tallinna	13,58	46,40	0,27	1,54

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Jaanika Põld

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Põisadru *Fucus vesiculosus* ja agariku (*Furcellaria lumbricalis*) epibiondikoosluste mitmekesisus Tallinna merealal“,

mille juhendaja on Priit Kersen

- 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 26.05.2014